COSEWIC
Assessment and Update Status Report

on the

Northern Goshawk
Laingi subspecies

Accipiter gentilis laingi

in Canada

THREATENED
2000

COSEWIC
COMMITTEE ON THE STATUS OF
ENDANGERED WILDLIFE
IN CANADA

COSEPAC
COMITÉ SUR LA SITUATION DES
ESPÈCES EN PÉRIL
AU CANADA

106-04812/

COSEWIC status reports are working documents used in assigning the status of wildlife species suspected of being at risk. This report may be cited as follows:

Please note: Persons wishing to cite data in the report should refer to the report (and cite the author(s)); persons wishing to cite the COSEWIC status will refer to the assessment (and cite COSEWIC). A production note will be provided if additional information on the status report history is required.

COSEWIC 2000. COSEWIC assessment and update status report on the Northern Goshawk *Laingi* subspecies *Accipiter gentilis laingi* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. vi + 36 pp. (www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm)

Cooper, J.M. and P.A. Chytyk. 2000. Update COSEWIC status report on the Northern Goshawk *Laingi* subspecies *Accipiter gentilis laingi* in Canada, *in* COSEWIC assessment and update status status report on the Northern Goshawk *Laingi* subspecies *Accipiter gentilis laingi* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 1-36 pp.

Previous Report

Duncan P. and D.A. Kirk. 1995. COSEWIC status report on the Queen Charlotte Goshawk *Accipiter gentilis laingi* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. 44 pp.

Production note:
The Northern Goshawk *laingi* subspecies *Accipiter gentilis laingi* was formerly designated by COSEWIC as the Queen Charlotte Goshawk *Accipiter gentilis laingi*. Throughout the status report the species is referred to as the Queen Charlotte Goshawk which is a subspecies of the Northern Goshawk.

For additional copies contact:

COSEWIC Secretariat
c/o Canadian Wildlife Service
Environment Canada
Ottawa, ON
K1A 0H3

Tel.: (819) 997-4991 / (819) 953-3215
Fax: (819) 994-3684
E-mail: COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosewic.gc.ca

Également disponible en français sous le titre Rapport du COSEPAC sur la situation de l'Autour des palombes de la sous-espèce laingi (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada – Mise à jour.

Cover illustration:
Northern Goshawk *laingi* subspecies — illustration by Judy Shore, Richmond Hill, Ontario.

©Minister of Public Works and Government Services Canada 2004
Catalogue No. CW69-14/12-2002E-IN
ISBN 0-662-32941-4

Recycled paper

COSEWIC
Assessment Summary

Assessment Summary – November 2000

Common name
Northern Goshawk *laingi* subspecies

Scientific name
Accipiter gentilis laingi

Status
Threatened

Reason for designation
This small, sedentary goshawk population has been negatively impacted by degradation of forested habitat.

Occurrence
British Columbia

Status history
Designated Special Concern in April 1995. Status re-examined and designated Threatened in November 2000. Last assessment based on an update status report.

COSEWIC
Executive Summary

Northern Goshawk
Laingi subspecies
Accipiter gentilis laingi

The Northern Goshawk *laingi* subspecies (*Accipiter gentilis laingi*) is a subspecies of the Northern Goshawk (*A. gentilis*) that occurs only on the Pacific coast of North America. It is resident from southeastern Alaska through coastal British Columbia, and probably south to the Olympic Peninsula of Washington. Throughout the status report the species is referred to as the Queen Charlotte Goshawk which is a subspecies of the Northern Goshawk. Populations and range of the Queen Charlotte Goshawk are relatively very small compared to those for Northern Goshawk, which occurs over much of northern North America. In British Columbia, populations of the Queen Charlotte Goshawk are likely restricted to Vancouver Island, the Queen Charlotte Islands, and other large coastal islands. The status of Northern Goshawks on the coastal mainland remains uncertain, however, recent studies suggest that some Queen Charlotte Goshawks could occur there.

Habitat modeling suggests that most of the global population of the Queen Charlotte Goshawk occurs in British Columbia. Recent surveys on Vancouver Island and Queen Charlotte Islands suggested most of the provincial population occurs on Vancouver Island. We estimate about 300 breeding pairs on Vancouver Island and 50 breeding pairs on the Queen Charlotte Islands, but lack of surveys or habitat assessments in many areas make these estimates very uncertain.

Significant threats to habitat include continued logging of preferred, low elevation, old-growth coniferous forest and suitable mature second-growth forest. Habitat modeling suggests that populations have declined from historical numbers because habitat has been significantly degraded. We predict that declines will continue as old-growth forests continue to be logged and harvest rotations shorten for second-growth forests, resulting in some permanent loss of suitable Queen Charlotte Goshawk habitat in large parts of managed forests.

COSEWIC MANDATE

The Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) determines the national status of wild species, subspecies, varieties, and nationally significant populations that are considered to be at risk in Canada. Designations are made on all native species for the following taxonomic groups: mammals, birds, reptiles, amphibians, fish, lepidopterans, molluscs, vascular plants, lichens, and mosses.

COSEWIC MEMBERSHIP

COSEWIC comprises representatives from each provincial and territorial government wildlife agency, four federal agencies (Canadian Wildlife Service, Parks Canada Agency, Department of Fisheries and Oceans, and the Federal Biosystematic Partnership), three nonjurisdictional members and the co-chairs of the species specialist groups. The committee meets to consider status reports on candidate species.

DEFINITIONS

Species	Any indigenous species, subspecies, variety, or geographically defined population of wild fauna and flora.
Extinct (X)	A species that no longer exists.
Extirpated (XT)	A species no longer existing in the wild in Canada, but occurring elsewhere.
Endangered (E)	A species facing imminent extirpation or extinction.
Threatened (T)	A species likely to become endangered if limiting factors are not reversed.
Special Concern (SC)*	A species of special concern because of characteristics that make it particularly sensitive to human activities or natural events.
Not at Risk (NAR)**	A species that has been evaluated and found to be not at risk.
Data Deficient (DD)***	A species for which there is insufficient scientific information to support status designation.

* Formerly described as "Vulnerable" from 1990 to 1999, or "Rare" prior to 1990.
** Formerly described as "Not In Any Category", or "No Designation Required."
*** Formerly described as "Indeterminate" from 1994 to 1999 or "ISIBD" (insufficient scientific information on which to base a designation) prior to 1994.

The Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) was created in 1977 as a result of a recommendation at the Federal-Provincial Wildlife Conference held in 1976. It arose from the need for a single, official, scientifically sound, national listing of wildlife species at risk. In 1978, COSEWIC designated its first species and produced its first list of Canadian species at risk. Species designated at meetings of the full committee are added to the list.

Environment Canada | Environnement Canada
Canadian Wildlife Service | Service canadien de la faune

Canada

The Canadian Wildlife Service, Environment Canada, provides full administrative and financial support to the COSEWIC Secretariat.

Update
COSEWIC Status Report

on the

Northern Goshawk
Laingi subspecies

Accipiter gentilis laingi

in Canada

John M. Cooper[1]
Paul A. Chytyk[2]

2000

[1]Manning, Cooper and Associates Environmental Consultants
Box 20157
4-0769 Fifth Street
Sidney, BC
V8L 5C9

TABLE OF CONTENTS

SPECIES INFORMATION 4
Description and Taxonomy 4
DISTRIBUTION 4
Global 4
North America 4
Canada 5
HABITAT 6
General 6
Nesting Habitat 6
Foraging Habitat 8
Trends in Habitat Quality 9
Protection/Ownership of Habitat 10
GENERAL BIOLOGY 12
Reproduction 12
Survival 14
Physiology 14
Movement 15
Nutrition 16
Behaviour/Adaptability 17
POPULATION SIZE AND TRENDS 18
Inventory Results 18
Population Estimates 18
Population Trends 20
LIMITING FACTORS 21
Food 21
Habitat 21
SPECIAL SIGNIFICANCE 22
Status 22
Geographic Isolation 23
Conservation Urgency 23
PROTECTION CURRENTLY PROVIDED 24
EVALUATION 25
TECHNICAL SUMMARY 26
ACKNOWLEDGEMENTS 28
LITERATURE CITED 28
PERSONAL COMMUNICATIONS 35

List of figures

Figure 1. Canadian distribution of the Northern Goshawk *laingi* subspecies 5

List of tables

Table 1. Percentage of forests in protected areas on Vancouver Island and the Queen Charlotte Islands 10

List of appendices

Appendix A. Summary of breeding habitat data for Northern Goshawks in selected areas of North America. 36

SPECIES INFORMATION

Common names of species:	Northern Goshawk *Laingi* subspecies Queen Charlotte Goshawk subspecies of Northern Goshawk
Scientific name:	*Accipiter gentilis laingi*
Classification:	Bird

Description and Taxonomy

The Queen Charlotte Goshawk is a subspecies of Northern Goshawk (hereafter goshawk), a medium-sized, robust forest raptor. Three subspecies have been recognized in North America: *A. g. atricapillus*, *A. g. apache* and *A. g. laingi*, the Queen Charlotte Goshawk. *A. g. atricapillus* is found throughout forested areas of North America, except on the northwest coast, the extreme southwest USA, and Mexico (Squires and Reynolds 1997). *A. g. apache* occurs in southern Arizona, New Mexico and Mexico (Whaley and White 1994). A. g. laingi (Queen Charlotte Goshawk) occurs in southeast Alaska (Titus *et al.* 1994), on the coastal islands of British Columbia (American Ornithologists' Union 1957), and, perhaps, the Olympic Peninsula (Beebe 1974). These subspecies are defined on the basis of colour and morphological differences (Taverner 1940), but the genetic validity of the *apache* and *laingi* subspecies is under debate. No significant genetic differences were found in blood samples of the three subspecies (Gavin and May 1995), but samples from Vancouver Island or the Queen Charlotte Islands, which are the core range for Queen Charlotte Goshawks (Iverson *et al.* 1996) were not used in the analysis. Flatten *et al.* (1998) compared morphometric data from captured birds in southeast Alaska and Vancouver Island, and from museum specimens from the Queen Charlotte Islands, and confirmed that the Queen Charlotte Goshawk is smaller and darker than *A. g. atricapillus*.

DISTRIBUTION

Global

Goshawks are widely distributed in boreal and temperate forests of the Holarctic. In North America, it ranges from near the tree line in Alaska and northern Canada south to Mexico in the west, and Pennsylvania in the east. In Eurasia, it occurs from Great Britain, Scandinavia, northern Russia, and Siberia south to southern Europe, Iran, the Himalayan Mountains, eastern China, and Japan (American Ornithologists' Union 1983; Squires and Reynolds 1997).

North America

Goshawks are resident in forested areas from near tree line in west-central Alaska across northern Canada. On the Pacific coast, it is resident south to Washington. In the interior, it is resident south throughout Canada to the southwestern USA, northern

Mexico, the Great Lakes states, and the Appalachian Mountains in northeastern USA. (American Ornithologists' Union 1983; Johnsgard 1990; Marshall 1992; Duncan and Kirk 1995; Braun *et al.* 1996; Squires and Reynolds 1997). The Queen Charlotte Goshawk occurs in southeast Alaska (Titus *et al.* 1994), on the coastal islands of British Columbia (American Ornithologists' Union 1957), and the Olympic Peninsula (Beebe 1974), and, perhaps, coastal Washington and Oregon (Jewett *et al.* 1953). See Figure 1.

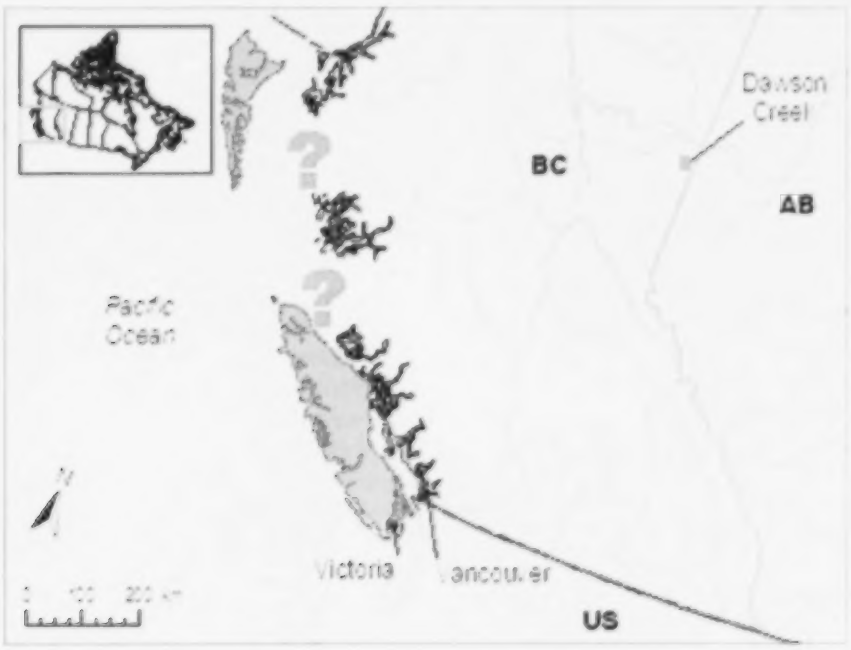

Figure 1. Canadian distribution of the Northern Goshawk *laingi* subspecies.

Canada

In Canada, goshawks are resident throughout forested parts of the country from the Yukon south through British Columbia, across the northern forested parts of the prairie provinces, and most of Ontario, Quebec, and Labrador (Duncan and Kirk 1995; Squires and Reynolds 1997). The Queen Charlotte Goshawk occurs only in coastal British Columbia (Campbell *et al.* 1990), mainly on the Queen Charlotte Islands and Vancouver Island (American Ornithologists' Union 1957), and probably on other large coastal islands (McClaren 1997). Although evidence for occurrence on the coastal mainland of British Columbia is generally lacking (T. Ethier pers. comm. in Duncan and Kirk 1995; R.W. Campbell pers. comm. in Crocker-Bedford 1994), it seems likely that the Queen Charlotte Goshawk occurs on the north and central mainland coast. For example, one radio-tagged Queen Charlotte Goshawk, originally captured on northeastern Vancouver Island, dispersed to Loughborough Inlet on the coastal mainland, 15 km from Vancouver Island (D. Doyle pers. comm.).

HABITAT

General

Goshawks are habitat generalists on large spatial scales, but have a complexity of habitat needs during the breeding season, the specifics of which vary among forest types and regions (Johnsgard 1990). Although goshawks may breed in younger, more even-aged stands, they tend to choose breeding areas which have stands with relatively large amounts of mature or old-growth trees or stand characteristics (Squires and Reynolds 1997; McClaren 1998). These stands do not necessarily need to be continuous, but substantial amounts seem to be preferred.

Eight characteristics common to the goshawk nesting area in western North America include: 1)presence of mature to old-growth forests; 2) canopy closure >60%; 3) open understory; 4) gentle to moderate slopes of <40%, (nests are generally on benches, slope toes or level ground); 5) lower third or bottom of slope; 6) northerly exposure, northeast to northwest; 7) often close to a perennial water source; and 8) proximity to an abundant prey base (Marshall 1992; Duncan and Kirk 1995). Larger diameter at breast height (dbh) trees are also thought to be important (Daw *et al.* 1998).

High canopy closure is the single most consistent nesting habitat feature for goshawks across their range (Squires and Reynolds 1997; Daw *et al.* 1998). Relatively closed stands provide protection from predators and promote more open spaces under the canopy that allows clear flight paths for striking prey. Small forest openings, such as where one or two trees have fallen and left more open air space near the nest tree, are often associated with nest sites (Reynolds *et al.* 1982). On the Queen Charlotte Islands, all nests of the Queen Charlotte Goshawk found recently have occurred in small forest openings (Chytyk and Dhanwant 1997); a characteristic also noted for some nests on Vancouver Island (E. McClaren pers. comm.).

Nesting Habitat

Stands used for nesting vary in size and shape, depending on topography and availability of suitable stands. Nests were usually situated on benches or slopes with a gentle to moderate incline (<40%), and at the bottom or lower 1/3 of the slope (Duncan and Kirk 1995). On Vancouver Island, Queen Charlotte Goshawk nests were generally located on the bottom two-thirds of a slope, at lower elevations of moderate slopes (McClaren 1999). Forty active or alternate nest trees on Vancouver Island averaged an elevation of 392 m (McClaren 1998). On the Queen Charlotte Islands, 5 active nests were found in the bottom third of gentle slopes, average elevation of 178 m and slope of 26° (Chytyk and Dhanwant 1999; Chytyk *et al.* 1999).

In temperate forests of North America, nest stands tend to face north, but in boreal forests, southern aspects may be preferred (Speiser and Bosakowski 1987; Doyle and Smith 1994). Considerable variation occurs in British Columbia. Goshawks in the Kispiox Forest District of northwestern interior British Columbia preferred northeast-

facing slopes (Mahon and Franklin 1997), whereas Queen Charlotte Goshawks on the Queen Charlotte Islands, which is at the same latitude as Kispiox, used only southwest-facing slopes (Chytyk and Dhanwant 1999; Chytyk *et al.* 1999). On Vancouver Island, Queen Charlotte Goshawks nested on all aspects (McClaren 1999). Although the sample from the Queen Charlotte Islands was small, there may be a significant difference in aspect preference between Queen Charlotte Goshawks on Vancouver Island and those on the Queen Charlotte Islands.

Stands used for nesting generally have trees that are taller and older than in surrounding forests. These stands typically have a relatively high proportion of larger trees and a higher canopy closure (Reynolds *et al.* 1982; Moore and Henny 1983; Speiser and Bosakowski 1987; Crocker-Bedford and Chaney 1988; Iverson *et al.* 1996; Bosakowski and Rithaler 1997; McClaren 1998; Chytyk and Dhanwant 1999). Canopy closure has been documented to range from 51% to 94%, but is almost always >60%. High canopy closure may provide protection from avian predators such as Red-tailed Hawks (*Buteo jamaicensis*), Great Horned Owls (*Bubo virginianus*), and corvids (Moore and Henny 1983; Crocker-Bedford and Chaney 1988; Crocker-Bedford 1990b), provide thermal cover (Reynolds *et al.* 1982; Hall 1984), and promote more open spaces under the canopy and in the undergrowth that allows clear flight paths (Squires and Reynolds 1997).

On Vancouver Island, of 56 Queen Charlotte Goshawk nests, 62% were found in contiguous old-growth forests, 25% in contiguous second-growth forests, and 13% in fragmented old-growth forests (McClaren 1999). The youngest-aged stand which contained a nest was 53 years. On the Queen Charlotte Islands, 4 Queen Charlotte Goshawk nests were found in contiguous western hemlock (*Tsuga heterophylla*) old-growth stands (Chytyk and Dhanwant 1999), while another active nest was found in contiguous western hemlock old-growth forest that was bordered by mature western hemlock that contained 2 alternate nests (Chytyk *et al.* 1999). In southeast Alaska, minimum amounts of old-growth forests in Queen Charlotte Goshawk use areas (areas in which radio locations were made of radio-tagged nesting birds) were 23% and 28% for males and females respectively. In areas with less than those amounts of old-growth forest there was no use (Iverson *et al.* 1996); however, the study area contained virtually no mature forest (K. Titus pers. comm.).

Goshawk nest trees tend to be the largest, or one of the largest, trees in the stand (Reynolds *et al.* 1982; Speiser and Bosakowski 1987; Squires and Ruggerio 1996; Daw *et al.* 1998; Rosenfield *et al.* 1998; Bosakowski 1999). In British Columbia, this trend also occurred with the Queen Charlotte Goshawk (McClaren 1998; Chytyk and Dhanwant 1999; T. Ethier pers. comm.). Larger trees provide structural support for nests including: strong lateral branches, crotches, or defects, such as broken tops or mistletoe structures. In pole-stage Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) forests in western Washington, where tree branches did not provide suitable nest sites, mistletoes or tree deformities provided structural support for nests (Fleming 1987). On the Queen Charlotte Islands, several Queen Charlotte Goshawk nests were located on mistletoe structures on dead old-growth western hemlocks (Chytyk and Dhanwant 1997). See

Appendix A for a summary of nest tree characteristics from selected studies in North America.

A variety of coniferous and deciduous tree species are commonly used by goshawks as nest trees: Oregon - ponderosa pine (Pinus ponderosa), lodgepole pine (P. contorta), Douglas-fir and western larch (*Larix occidentalis*) (DeStefano and Meslow 1992; Reynolds *et al.* 1982; Bull and Hohmann 1994); southeast Alaska - Sitka spruce (*Picea sitchensis*) and western hemlock (Titus *et al.* 1994); interior Alaska - paper birch (*Betula papyrifera*) (McGowan 1975); Yukon - spruce or trembling aspen (Populus tremuloides) (Doyle and Smith 1994). In British Columbia, records of nest trees included mainly trembling aspen and Douglas-fir, but black cottonwood (*P. balsamifera trichocarpa*), western larch, ponderosa pine, lodgepole pine, paper birch and spruce were also used (Campbell *et al.* 1990; T. Antifeau pers. comm.). In the Cariboo Region, nest trees included Douglas-fir, lodgepole pine, and trembling aspen (Bosakowski and Rithaler 1997). In the Kispiox Forest District, nests were in mature or old-growth western hemlock or amabilis fir (*Abies amabilis*) (Mahon and Franklin 1997).

On Vancouver Island, most nest trees were live Douglas-firs and western hemlocks, however, red alder (*Alnus rubra*), Sitka spruce and western redcedar (*Thuja plicata*) were also used (McClaren 1999). The variety of nest tree species selected by Queen Charlotte Goshawks on Vancouver Island suggests that they may select for forest and nest tree structure, not nest tree species (McClaren 1999). On the Queen Charlotte Islands, 4 of 5 active nests were in dead western hemlocks, while the fifth was in a live western hemlock (Chytyk *et al.* 1999). Both western hemlock and Sitka spruce were used as alternate nest tree species on the Queen Charlotte Islands.

Foraging Habitat

Goshawks require relatively large foraging areas due to the relative scarcity of their prey and, consequently, they generally have large breeding season home ranges. Typically, goshawk prey species diversity decreases with increasing latitude (Johnsgard 1990); as a result, there is a general trend of increased breeding season home range size with higher latitude. Also, prey species diversity is lower on Vancouver Island and Queen Charlotte Islands compared to the adjacent mainland because of lower prey species diversity on coastal islands (Stevens 1995). In southeast Alaska, median breeding season use areas for males and females varied between 4,400 and 3,600 ha respectively (Titus *et al.* 1996). Elsewhere, home ranges were approximately 5000 ha in the foothills of Alberta (Schaffer *et al.* 1996); from 1842 to 4214 ha on the Olympic Peninsula in Washington (Finn *et al.* 1998); from 1083 to 6908 ha in Oregon (Austin 1993); from 860 to 2530 ha (Bright-Smith and Mannan 1994) or 2025 to 2430 ha in Arizona (Reynolds *et al.* 1992); and were 1550±890 ha in California (Hargis *et al.* 1994). Winter home ranges are poorly described.

Prey abundance and prey availability drive the use of foraging habitat, and prey availability is usually affected by vegetation structural attributes. Consequently, goshawks forage in areas that have the following attributes: 1) adequate prey;

2) sufficient cover to conceal the goshawk's approach to prey; 3) sufficient openings in cover so that prey cannot escape or flight paths are not obstructed; and 4) suitable perches available for the goshawk's spot and attack hunting method (Beebe 1974; Kenward 1982; Reynolds and Meslow 1984; Widen 1989; Johnsgard 1990; Beier and Drennan 1997; Squires and Reynolds 1997). When prey are particularly abundant, natural openings, forest edges, clearcuts and even agricultural lands may be used for foraging. However, goshawks may be excluded from these niches by other raptor species, such as Red-tailed Hawk, which are better adapted to treeless environments (Kenward and Widen 1989; Widen 1989; Crocker-Bedford 1990a; Marshall 1992).

Goshawks forage in all layers of a forest, from the ground up to the aerial zones above the canopy, but tend to concentrate efforts in the ground-shrub layer (Reynolds and Meslow 1984). The large body size and hunting strategies of goshawks precludes the use of young, densely stocked stands for foraging (Reynolds *et al.* 1982; Moore and Henny 1983; Hayward and Escano 1989; Duncan and Kirk 1995; Squires and Ruggerio 1996). Therefore, regenerating early seral stages are less suitable as foraging habitat. Clearcuts may be used for foraging until trees reach a size where goshawks cannot easily penetrate stems or foliage. For example, in an intensely harvested forest in western Washington, Blue Grouse (Dendragaous obscurus) occurred abundantly in regenerating clearcuts. They also represented a relatively high proportion of goshawk diet (Bosakowski *et al.* 1999) compared to goshawks in less intensely-harvested U.S national forests where they relied more on forest-interior birds (Reynolds and Meslow 1984; Bull and Hohmann 1994).

Although edges, small open areas, and clearcuts (Bosakowski *et al.* 1999) can be used for foraging, and seem to be regularly used by goshawks in interior British Columbia (Beebe 1974), the Queen Charlotte Goshawk seems to use unbroken forests more frequently for foraging, and have less association with edges (Iverson *et al.* 1996). In southeast Alaska, Queen Charlotte Goshawks showed a strong preference for old-growth and mature forests, and tended to avoid early successional stands and clearcuts (Titus *et al.* 1994, 1995). On Vancouver Island, three territorial male Queen Charlotte Goshawks showed variable use of old-growth and second-growth habitat in 1997; one male consistently used only old growth, while two other males used second growth more than old growth (E. McClaren, unpubl. data). The second-growth stands were mostly between 60 and 100 years old, but stands as young as 40 years old were used occasionally. These data cannot be used to infer that younger stands are used more often by some individuals since there were no data on use versus habitat availability; however, it is apparent a variety of habitats are used for foraging. During winter 1997, radio-tagged Vancouver Island birds mainly frequented large contiguous stands of old growth and >60 year old second growth (D. Doyle pers. comm.).

Trends in Habitat Quality

In coastal British Columbia, second-growth stands on good growing sites can become suitable for nesting Queen Charlotte Goshawks after >50 years, as several nests have been found in such stands on Vancouver Island (McClaren 1999; D. Doyle

pers. comm.). If logging rotations of 100 years were standard, then provision of extensive amounts of suitable second-growth breeding habitat could be ensured. However, it is becoming increasingly common for second-growth stands that are 50-60 years, and which have size and structure suitable for goshawks, to be logged because of the timber values represented by trees of that size. The result is that once an old-growth stand is logged, it may be continually logged as second growth just as it is becoming suitable for goshawks. Consequently, these stands would not recover sufficiently to provide habitat suitable for nesting goshawks.

On Vancouver Island, Queen Charlotte Goshawk nests that were in contiguous second growth and fragmented forests generally had a lower re-occupancy rate than nests in contiguous old growth. In 1998, 25% of 8 nests in contiguous second growth and 20% of 5 nests in fragmented forests were re-occupied, compared to 83% of 12 nests in contiguous old-growth forests (McClaren 1999).

Protection/Ownership of Habitat

Considerable amounts of forested land on Vancouver Island and the Queen Charlotte Islands are protected from logging by virtue of being in national parks, provincial parks, ecological reserves, or other protected areas (Table 1). On the Queen Charlotte Islands, about 96% of protected forests are in two reserves, Naikoon Provincial Park (69,198 ha, ne corner of Graham Island) and Gwaii Haanas National Park Reserve (148,658 ha, southern portion of Moresby Island).

On Vancouver Island, Strathcona Provincial Park (253,773 ha) is the single most significant protected forested area, but in recent years, many new areas totalling over 150,000 ha, most of which are forested, have been given protected status through the British Columbia Protected Areas Strategy (LUCO 1996). Over 99,000 ha in 47 parcels, mainly in northern and western Vancouver Island, have been protected from logging between 1992 and 1996. Of these 47 parcels, 14 are over 1,000 ha, with the largest being 22,800 ha. In addition, over 63,000 ha in 15 parcels have been conserved in the Clayoquot Sound area, near Pacific Rim National Park.

Table 1. Percentage of forests in protected areas on Vancouver Island and the Queen Charlotte Islands.

[data from BC Ministry of Forests (MOF) and BC Land Use Coordination Office (LUCO)*].

	% of forested land base in protected areas (all BEC zones)	% of low elevation (CDF, CWH) forested land base in protected areas	% of high elevation (MH) forested land base in protected areas
Vancouver Island	11.8	9.8	28.0
Queen Charlotte Islands	22.4	23.0	16.8

*Data were derived from an interpretation of the biogeoclimatic units that are predominately forested (Del Meidinger, MOF Research Branch, pers. comm.) over-layed with the protected areas (from LUCO).

Unfortunately, few assessment of Queen Charlotte Goshawk populations or habitat suitability has been conducted in these protected areas. Therefore, the relative value to goshawks of most of these protected lands is uncertain. It is likely that some protected areas contain relatively large amounts of suitable goshawk habitat, whereas others with high proportions of high elevation forests, very steep and/or rocky terrain contain little suitable habitat. Two nests were found in Strathcona Park, Vancouver Island in 1995, and some inventory was conducted, with no nests found, in Schoen Lake Park, Vancouver Island in 1996 (E. McClaren pers. comm.).

Forested lands that do not occur in protected areas (88% on Vancouver Island, 78% on Queen Charlotte Islands) are either privately-owned or are part of Tree Farm License (TFL) areas that are leased to industry. There are few controls on harvesting of forests on private lands; essentially landowners have few, if any, restrictions on what they can harvest. In forests leased to industry, provisions for maintaining biodiversity values in the TFL area fall under the BC Forest Practices Code (Ministry of Forests 1995). Of particular importance to the Queen Charlotte Goshawk, 7-28% of the forested land base must be retained as old forest, depending on whether an area is classed as a low to high biodiversity emphasis (Ministry of Forests 1995).

The Queen Charlotte Goshawk has been "identified" by the Chief Forester and the Deputy Minister of Environment, Lands and Parks as requiring special attention under the Forest Practices Code. As Identified Wildlife, it is part of the *Identified Wildlife Management Strategy* (IWMS) (Province of British Columbia 1999). This strategy contains specific management practices referred to as General Wildlife Measures (GWMs) that outline what forest and range practices can occur within designated species-specific conservation areas called Wildlife Habitat Areas (WHAs). For the Queen Charlotte Goshawk, the establishment of a "three-tiered" WHA (total 2,400 ha) at selected breeding sites and associated foraging areas is recommended. Three suitable and three replacement nest areas of 12 ha each are restricted from any forest practices. Limited timber harvesting is permitted within the rest of the WHA during specified times (outside the courtship and nesting period for active nests) and in a manner that adheres to a specified distribution of seral stages. This distribution includes 20% closed canopy old forest, 40% mature forest and not more than 20% young forest. The definition of young, mature and old forests varies with natural disturbance type and biogeoclimatic zone; all definitions can be found in the Biodiversity Guidebook (Ministry of Forests 1995).

However, a planning threshold has been implemented that will prevent the unlimited application of WHAs for Queen Charlotte Goshawks. Each forest district will have a 1% threshold on the timber impact associated with the application of WHAs, for all species of "identified" wildlife, not just Queen Charlotte Goshawks. In effect, this amounts to a limit of only a handful of WHAs available for conservation of Queen Charlotte Goshawk habitat in British Columbia, given that a WHA may be as large as 2,400 ha. This threshold will be in effect for two years, or until conservation assessments are developed that can aid in the redistribution of the provincial 1% limit between forest districts. Establishment of WHAs can only thus be expected to conserve habitat for a few pairs of Queen Charlotte Goshawks.

The use of riparian management areas (RMAs), wildlife tree patches (WTPs), sensitive areas, and management for vegetative species composition and coarse woody debris, present additional opportunities to protect goshawk nest sites and suitable foraging habitat (Ministry of Forests 1995). In addition, since old forest retention recommendations are specified for dominant forest covers within natural disturbance types, landscape units can potentially be managed to maximize the retention of suitable goshawk habitat.

GENERAL BIOLOGY

Reproduction

Goshawks form a monogamous pair bond and show strong mate (Detrich and Woodbridge 1994) and nesting area fidelity between years (Crocker-Bedford 1990a; Reynolds and Joy 1998). However, about 25% of breeding females breed in different areas one year to the next (P. Kennedy pers. comm.). Although individual females can breed as yearlings, most breeders in a given population are $\geq$2 years old (Squires and Reynolds 1997).

Goshawk territorial behaviour has been observed as early as February in the mid-Atlantic states (Speiser and Bosakowski 1991); mid-March in British Columbia (Beebe 1974). On the Queen Charlotte Islands, courtship displays of the Queen Charlotte Goshawk were recorded as early as 6 March (Chytyk *et al.* 1998) and are thought to commence during the last week of February (Chytyk and Dhanwant 1999). Some pairs may remain near the nest year-round (Doyle and Smith 1994). Recent telemetry work on Vancouver Island suggested that most male Queen Charlotte Goshawks remain on or near the nesting territory year round, while females generally disperse further from the nest site during the winter months (McClaren 1999).

Eggs are generally laid between mid-April and late May (McGowan 1975; Reynolds and Wight 1978; Bull and Hohmann 1994; Iverson *et al.* 1996); but as early as 7 April has been reported in British Columbia (Campbell *et al.* 1990). Egg-laying may be delayed during cold, wet springs and at higher elevations (Squires and Reynolds 1997). On Vancouver Island and the Queen Charlotte Islands it is thought that egg laying occurs during late April and early May (E. McClaren pers. comm.; Chytyk and Dhanwant 1999).

The incubation period ranges from 28 to 32 days per egg (Beebe 1974; McGowan 1975; Reynolds and Wight 1978), and begins with the first or second egg laid (Beebe 1974; Squires and Reynolds 1997). Incubation is performed primarily by the female. During this period, males hunt and deliver food to the female (Brown and Amadon 1968), but occasionally incubate (Lee 1981, E. McClaren pers. comm.). Hatching and fledging dates are variable, ranging from 13 May to 25 June, and 25 June to 28 July, respectively (McGowan 1975; Reynolds and Wight 1978; Bull and Hohmann 1994). In British Columbia, the earliest recorded fledging date is 25 June (Dease Lake), and the latest was calculated to be in the last week of August (Campbell *et al.* 1990).

On Vancouver Island, seven broods of Queen Charlotte Goshawks fledged from early to mid-July 1997 (McClaren 1997). Fledging generally occurred during the first two weeks of July on the Queen Charlotte Islands (Chytyk and Dhanwant 1999). Goshawks have a relatively long post-fledging dependency period that can be several weeks in duration (Kennedy *et al.* 1994). In southeast Alaska, all juvenile Queen Charlotte Goshawks appeared to disperse from natal areas before 5 September (Titus *et al.* 1995). Natal dispersal on Vancouver Island and the Queen Charlotte Islands generally occurred during late August (E. McClaren pers. comm.; Chytyk and Dhanwant 1999).

In North America, clutch sizes usually range between two and four eggs with a mean clutch size of 2.7 eggs (Squires and Reynolds 1997). In British Columbia, clutch sizes also range from two to four eggs (Campbell *et al.* 1990), but three eggs is the norm (Beebe 1974). Nesting success is highly variable but, in most studies, 80-94% of nest attempts produced at least one fledgling (Reynolds and Wight 1978; Bull and Hohmann 1994; Squires and Reynolds 1997). In the Yukon, the average number of fledglings varied from 0/nest to 3.9/nest (Doyle and Smith 1994). On the Olympic Peninsula of Washington, 2.3 young fledged/breeding attempt in 1996, and 2.0 in 1997 (Finn *et al.* 1998). See Appendix B for additional productivity data.

On Vancouver Island, productivity for 56 nesting attempts between 1994-1998 averaged 1.7 fledglings/nest; with annual rates varying between 1.4 and 2.2 fledglings/nest (McClaren 1999). On the Queen Charlotte Islands, productivity was variable: 1 nest with 2.0 fledglings in 1995; 2 nests averaging 1.5 fledglings/nest in 1996; 1 nest with 1.0 fledgling in 1997; and 1 nest with 0 fledglings in 1998 (Chytyk and Dhanwant 1999). Nest failure followed by a replacement clutch, has been observed (Johnsgard 1990), but is likely rare, as goshawks require the full spring and summer season to nest successfully (Squires and Reynolds 1997).

Variation in goshawk productivity is associated mainly with prey abundance (McGowan 1975; Crocker-Bedford 1990a; Doyle and Smith 1994) and habitat structure for accessibility to prey (Widen 1989; Crocker-Bedford 1990a; Beier and Drennan 1997). There is evidence that nestling survival is directly dependent on food supply due to starvation or siblicide (Estes *et al.* 1999), but an alternative explanation is that higher food abundance allows adults to remain longer within the nest area, thus decreasing predation of nestlings (Ward and Kennedy 1996). Initiation of breeding is generally dependent on prey availability, the presence of a suitable mate, and the availability of unoccupied suitable nesting habitat (McGowan 1975; Hennessy 1978; Reynolds and Wight 1978; Doyle and Smith 1994; Iverson *et al.* 1996; Finn 1997). On Vancouver Island, low productivity for Queen Charlotte Goshawks in 1995 was thought to be related to low abundance of Red Squirrel (*Tamias hudsonicus*), a primary prey species (Ethier In prep).

Weather, age of breeders, nestling predation, adult mortality, disease and human disturbance may also affect productivity (Squires and Reynolds 1997). Siblicide occurs during food shortages (Squires and Reynolds 1997; Estes *et al.* 1999). Fishers (*Martes pennanti*) were taking eggs, nestlings, and adult females in a Wisconsin population and an increasing Fisher population was thought to be one cause of reduced goshawk

productivity (Erdman *et al.* 1998). Other predators of goshawk nestlings include Great Horned Owl, and mammals such as Wolverine (*Gulo gulo*) (Doyle 1995). On the Queen Charlotte Islands, Raccoon (*Procyon lotor*) was recently suspected of preying upon a Queen Charlotte Goshawk nest (Chytyk and Dhanwant 1999).

Survival

Estimates of mortality rates of adults and fledged juveniles are difficult to make and few data exist for North American populations. Some specific causes of adult mortality are starvation, predation, disease, and direct and indirect killing by humans (Beebe 1974; Snyder and Wiley 1976 in Palmer 1988; Newton 1979; Duncan and Kirk 1995; Squires and Reynolds 1997).

Long-term survival rates of juveniles and recruitment rates into the breeding population are unknown. European research indicates that mortality is highest in the first year (58-64%) and decreases with age (Newton 1979). In Arizona, estimated annual survival was 87% for females >1 year old and 69% for males >1 year old (Kennedy 1997; Squires and Reynolds 1997). In southeast Alaska, annual survival of adult Queen Charlotte Goshawks was 76%; late winter and early spring was the period of highest mortality (Titus *et al.* 1995). During the winter of 1998 on Vancouver Island, 7 of 20 radio tagged adult Queen Charlotte Goshawks (4 females and 3 males) died (McClaren 1999). The majority of recovered bodies were badly emaciated and necropsies indicated starvation as the primary cause of death.

Palmer (1988) suggests a maximum life span of 20 years in North America, but provides no supporting evidence. Goshawks in Europe have been known to live up to 19 years, both in the wild and in captivity (Newton 1979).

Physiology

Throughout most parts of its range, in particular the southern portions, goshawks tend to nest on north-facing slopes that provide cool micro-environments (Reynolds *et al.* 1982; Squires and Reynolds 1997). On the Queen Charlotte Islands, 5 active Queen Charlotte Goshawk nests were found on warmer, southwest aspects that ranged between 200° and 245° (Chytyk and Dhanwant 1999; Chytyk *et al.* 1999). This contrasts with nests on Vancouver Island where 9 were on aspects between 1°-90°, 4 were on aspects between 91°-180°, 10 were on aspects between 181°-270°, and 8 were on aspects between 271°-360° (McClaren 1998, 1999). Elsewhere, there is no clear pattern for aspect of goshawk nests: northeast aspects in Kispiox Forest District,northwest British Columbia (Mahon and Franklin 1997) andsoutheast Alaska (Titus *et al.* 1994); southeast aspects in the Lakes Forest District, northwest British Columbia (Mahon and Doyle 1999); or southerly aspectsin southeast Alaska (McGowan 1975).

On the Queen Charlotte Islands, 4 of 5 active Queen Charlotte Goshawk were found in dead western hemlocks. This contrasts with other nest trees across its range which tend to be live trees (Beebe 1974, Reynolds *et al.* 1982, Crocker-Bedford and

Chaney 1988, Titus *et al.* 1994, Squires and Reynolds 1997). On Vancouver Island, only 3 of 32 known Queen Charlotte Goshawk nests were located in dead trees (E. McClaren pers. comm.). On the Queen Charlotte Islands, Queen Charlotte Goshawks may select dead trees because they provide direct exposure to solar heat that may help to regulate nest temperatures, since summer months there are generally wet and relatively cool (Chytyk and Dhanwant 1999). Nesting in exposed dead trees may also be explained by the absence of Great Horned Owls breeding on the archipelago (Campbell *et al.* 1990). Great Horned Owls are known to prey on young and adult goshawks and other raptors (Squires and Reynolds 1997).

Heavy rainfall is thought to impact reproductive success of goshawks (Penteriani 1997), and may be an important factor in coastal British Columbia given its relatively high rainfall. During a ten year study in the Mediterranean, Penteriani (1997) found that cold, wet springs delayed nest initiation, and heavy levels of annual rainfall between 60-120 mm corresponded with years that had the highest incidence of nest failure. April and May were suggested as the most critical months when weather could affect nest productivity. Other studies also stress the negative impact that precipitation levels, particularly in spring, have on nest productivity for goshawks and other raptor species (Kostrzewa and Kostrzewa 1990).

On the Queen Charlotte Islands, the average annual precipitation is 1359 mm at Sandspit (ne corner Moresby Island) (Environment Canada 2000), a full magnitude greater than the threshold limit in the Mediterranean. In Sandspit, March, April and May have on average 104 mm, 95 mm and 62 mm of precipitation per month respectively. On Vancouver Island, average annual precipitation levels vary from 857 mm in Victoria to 3295 mm in Tofino (Environment Canada 2000). These relatively high precipitation levels, when compared to other regions such as interior North America or the Mediterranean, suggest the Queen Charlotte Goshawk has adapted to wetter environments. However, high rainfall in coastal British Columbia may have an adverse affect on Queen Charlotte Goshawk productivity.

Movement

Goshawks are a nomadic species but are probably resident year-round in most years throughout most of its range. Migration, when it occurs, is linked to food shortages (Squires and Reynolds 1997). Residency appeared to be typical for the Queen Charlotte Goshawk in southeast Alaska (Crocker-Bedford 1994; Titus *et al.* 1994; ADFG 1996). Adults dispersed variable distances from their nesting areas after breeding; some used overlapping summer and winter ranges whereas others dispersed as far as 90 km from their nest area for the winter (ADFG 1996). On Vancouver Island and Queen Charlotte Islands, the Queen Charlotte Goshawk is almost certainly resident (Taverner 1940; Beebe 1974; Campbell *et al.* 1990). For example, on Vancouver Island, recent data from 17 radio-tagged birds showed a maximum movement from nest sites of >100 km from July through March (E. McClaren unpubl. data). In addition, several radio-tagged females were "lost" during the winter months, suggesting that they may have dispersed much further during winter.

Juvenile residency was well-documented in southeast Alaska when 23 of 27 independent juveniles dispersed an average of 60 km from their natal site; then remained fairly consistently in winter-use areas (ADFG 1996). However, juveniles usually must disperse from their natal areas to find unoccupied habitat and, therefore, tend to disperse greater distances than adults. In another study in southeast Alaska, 14 radio-tagged juvenile Queen Charlotte Goshawks dispersed from nest areas 5 to 7 weeks (August 5 to September 5) after fledging, and were tracked to distances ranging from 16 to 151 km from their natal sites (Titus *et al.* 1994).

Nutrition

Goshawks prey on a wide range of small to medium-sized mammals and birds depending on season and region. Geography and variation in prey fauna available in different forest types explain much of the variation in local goshawk diets (R. Reynolds pers. comm.). During the nesting season, mammals were taken more often in interior Alaska, Arizona, Nevada, Utah, and Yukon; birds were taken more often in southeast Alaska, California, New Mexico, and Oregon (Titus *et al.* 1994; Squires and Reynolds 1997). In Washington, coastal goshawks took more birds (53%) than mammals, compared to interior goshawks (47%), with squirrels, grouse, and Snowshoe Hares (*Lepus americanus*), being the main prey (Watson *et al.* 1998). Common prey species include tree squirrels, ground squirrels, rabbits, Snowshoe Hare, woodpeckers, grouse, corvids, and various large songbirds (Squires and Reynolds 1997). Goshawks occasionally use carrion (Squires 1995).

In southeast Alaska, the most common prey of Queen Charlotte Goshawks were Steller's Jay (*Cyanocitta stelleri*), Blue Grouse, Spruce Grouse (*Dendragapus canadensis*), Varied Thrush (*Ixoreus naevius*), Red Squirrels, and woodpeckers. Smaller numbers of Sharp-shinned Hawk (*Accipiter striatus*), alcids, yellowlegs, ptarmigan, and Northwestern Crow (*Corvus caurinus*) were taken (Titus *et al.* 1994). In southeastern Alaska, of the ten most common prey species for Queen Charlotte Goshawks, none were expected to benefit from clearcut logging and most were likely to decline (Iverson *et al.* 1996); although Blue Grouse were likely to increase during the earliest seral stages.

On the British Columbia coast, Beebe (1974) thought the Queen Charlotte Goshawk preyed mainly on Steller's Jays and Varied Thrushes on Vancouver Island; on the Queen Charlotte Islands, he thought they take mainly Northwestern Crows. However, Chytyk and Dhanwant (1997) found Red Squirrel, Red-breasted Sapsucker (*Sphyrapicus ruber*), Blue Grouse, Varied Thrush, and Hermit Thrush (*Catharus guttatus*) to be important prey for pairs nesting in inland parts of the Queen Charlotte Islands, and found no evidence of predation on crows. A possible explanation may be that the Northwestern Crow occurs most abundantly near marine coasts and can become rare even a few kilometres inland (Campbell *et al.* 1997), and Beebe spent most of his field time along the coast. An analysis of 44 pellets collected from the base of nest trees on the Queen Charlotte Islands in 1996 showed that Red Squirrel (44%) and various songbirds (47%) were the major prey of nesting pairs during the breeding season (Roberts 1997).

Recent evidence on Vancouver Island, suggested Red Squirrels may be the most important prey species, at least during early parts of the breeding season (McClaren 1997; T. Ethier pers. comm.); other prey included Varied Thrush, Northern Flicker (*Colaptes auratus*), Red-breasted Sapsucker, Marbled Murrelets (*Brachyramphus marmoratus*) (T. Ethier pers. comm.), and bats (J. Deal pers. comm.).

Behaviour/Adaptability

Over the past century, population declines of some subspecies of goshawks have been reported, with habitat loss through logging identified as the primary cause (Widen 1997). However, if taller, older forests are not available, goshawks are capable, to some degree, of using younger and denser forests (Doyle and Smith 1994; Bosakowski and Vaughn 1996; Bosakowski *et al.* 1999). But there are limits to this adaptability; for example, the minimum age of stands used for nesting was 40 years in the Cascade Mountains of western Washington (Bosakowski *et al.* 1999), and 75 years in an Idaho Douglas-fir forest (Lilieholm *et al.* 1994). These younger aged forests are likely the lower age limit of forests that can provide trees with the structural capability to hold goshawk nests.

On Vancouver Island, the Queen Charlotte Goshawk is known to nest in second-growth stands that are >50 years old (E. McClaren pers. comm.). Nests in second-growth stands had similar productivity (1.9 fledglings/active nest for 14 nests) to nests in old-growth forests (1.7 fledglings/active nest for 35 nests) (McClaren 1999). Reoccupancy rates were similar between old-growth and second-growth stands (E. McClaren pers. comm.).

Goshawks are, at times, sensitive to disturbance at or near the nest, and may abandon a nest during incubation or the nestling period, if disturbed by industrial activity, or other human presence (Speiser and Bosakowski 1987; Reynolds 1989; Speiser 1992; Boal and Mannan 1994; Squires and Reynolds 1997). Data from eastern North America, showed that goshawks nest farther from human habitations and paved roads than random sites (Bosakowski and Speiser 1994). However, goshawks can habituate to routine human activities at some distance from the nest. For example, in Arizona, noise from logging trucks that passed by approximately 500 m from 2 active nests elicited no discernible response from a brooding adult female or a lone juvenile (Grubb *et al.* 1998). In the Cariboo region of central British Columbia, one nest successfully fledged young in 1996, even though logging and road-building occurred nearby during the nesting season (Bosakowski and Rithaler 1997). On Vancouver Island, 2 active Queen Charlotte Goshawk nests occurred within 200 m of an active logging mainline road. Another nest produced 2 fledglings even when tree felling and yarding occurred within 75 m of the nest during the early to mid nesting season (D. Doyle pers. comm.), and a nest within 200 m of a heli-logging operation during the late incubation and nestling phase fledged 1 young (E. McClaren pers. comm.).

It is likely that the risk of human activity that causes nest abandonment or affects productivity is a function of timing in breeding chronology (declining risk as the nesting

season progresses), distance (increasing risk as distance shortens), and intensity of activity (increasing risk with increasing intensity).

POPULATION SIZE AND TRENDS

Inventory Results

Goshawks are a rare to uncommon forest raptor throughout forested parts of British Columbia; until recently, provincial records of nesting were relatively few (Campbell *et al.* 1990). During the last few years, inventories of nesting goshawks have occurred in several regions of British Columbia in response to the high conservation priority placed on this species. Surveys in coastal British Columbia located 41 Queen Charlotte Goshawk nests on Vancouver Island during 1991-1999: 1 nest-1991, 4 nests-1994, 6 nests-1995, 8 nests-1996, 9 nests-1997, 7 nests-1998, 6 nests-1999 (McClaren 1999; D. Doyle pers. comm.). On the Queen Charlotte Islands, 5 active nests have been reported during 1995-1999: 1 nest-1995, 2 nests-1996, 0 nests-1997, 1 nest-1998, 1 nest-1999 (Chytyk and Dhanwant 1999, Chytyk *et al.* 1999).

Population Estimates

A habitat capability model developed for the Queen Charlotte Goshawk, estimated 1,700 pairs in coastal British Columbia and 800 pairs in southeast Alaska (Crocker-Bedford 1990b). The British Columbia estimate included the coastal mainland even though it is uncertain if the Queen Charlotte Goshawk occurs there. More recent refinements to the model reduced the estimate for southeast Alaska to 100-200 pairs (Crocker-Bedford 1994). Although a new estimate for British Columbia was not made, Crocker-Bedford (1994) suggested the British Columbia population was substantially less than 1,700 pairs. This conclusion seems reasonable given the results of recent surveys on Vancouver Island (McClaren 1997, 1998, 1999) and the Queen Charlotte Islands (Chytyk *et al.* 1998; Chytyk and Dhanwant 1999). However, the accuracy of these estimates are questioned by other goshawk experts. Even so, results from the above-mentioned surveys suggest that densities, although uncalculated as yet, on Vancouver Island are possibly much higher than on the Queen Charlotte Islands.

If we use the maximum of Crocker-Bedford's (1994) revised population estimate for southeast Alaska (200 pairs), and apply the same reduction (25% of his 1990 estimate) to his original British Columbia estimate (1,700 pairs), then there would be an estimated 425 pairs of Queen Charlotte Goshawks in coastal British Columbia.

The Queen Charlotte Goshawk is known to nest on large coastal islands (West Cracroft, Quadra and E. Thurlow islands (E. McClaren pers. comm.) and perhaps the north and central coastal mainland of British Columbia (Campbell *et al.* 1990; Crocker-Bedford 1994). The coastal mainland is comprised of many rugged small islands and islets and steep glacial fjords and high alpine areas. These terrain types offer few areas of preferred Queen Charlotte Goshawk nesting habitat, i.e., lower elevation moderate

slopes (McClaren 1999; Chytyk and Dhanwant 1999). It is thought that the drier biogeoclimatic zones on the east side of Vancouver Island contain the best Queen Charlotte Goshawk nesting habitat in British Columbia (D. Doyle pers. comm.). The coastal mainland is somewhat wetter than eastern Vancouver Island and, possibly, does not offer as good quality nesting habitat as is found on Vancouver Island.

We estimate that about 10% of Vancouver Island, mainly in the northeast, has been inventoried for nesting Queen Charlotte Goshawks (D. Doyle pers. comm.). Forty-one Queen Charlotte Goshawk nests have been reported by McClaren (1999) during the last 5 years. If we assume that those 41 nests have been found in about 10% of the landscape, that the area surveyed is relatively high quality goshawk, and the remainder of unsurveyed habitat is somewhat lower quality, then a reasonable population estimate for Vancouver Island may be about 300 pairs.

We suggest that a conservative estimate of the relative density of Queen Charlotte Goshawks on the Queen Charlotte Islands is about 50% of that found on Vancouver Island, for the following reasons:

1. Generally, it is thought that goshawk territories increase in size the higher the latitude (Squires and Reynolds 1997). The Queen Charlotte Islands is almost 4° latitude further north of Vancouver Island and, consequently, territory size on the Queen Charlotte Islands is likely slightly larger than on Vancouver Island. On Vancouver Island, the closest inter-territory distance is 3.2 km, while a cluster of 5 territories averaged approximately 6 km apart (McClaren 1999). Using the average of 6 km inter-territory distance as the diameter of a circular territory, a rough estimate of territory size for Vancouver Island would be about 2800 ha. Territory sizes in southeast Alaska and, based on our impressions, probably the Queen Charlotte Islands, appear to be considerably larger than those suggested by data for Vancouver Island.

2. The Queen Charlotte Islands contain proportionately less potential nesting habitat than Vancouver Island. The northeast portion of Graham Island, the northern of the two large islands on the Queen Charlotte archipelago, is a large area of stunted lodgepole pine forest and open bogs, generally considered low quality nesting habitat (Johnsgard 1990; Squires and Reynolds 1997). The southern portion of Moresby Island, the southern of the two large islands, is mostly rugged, small islands and islets, that do not contain many moderate slopes or flatter valley bottoms, preferred nesting habitat of Queen Charlotte Goshawks (McClaren 1999; Chytyk and Dhanwant 1999). Relatively, Vancouver Island does not have many stunted forests, islands or islets, however, it does have a greater proportion of alpine and subalpine areas. As well, the majority of second growth found on the Queen Charlotte Islands is relatively young and generally not suitable for nesting habitat (Chytyk and Dhanwant 1997). Large-scale logging did not start to impact the landscape significantly until the mid to late 1960s on the Queen Charlotte Islands and, consequently, there are few large areas of second growth >50

years old. This contrasts with Vancouver Island where the rate of commercial logging accelerated in the 1940s and, as a result, there is significantly more areas of second-growth forest old enough to provide nesting habitat.

3. There is a smaller prey base on the Queen Charlotte Islands than on Vancouver Island. Provincial records show that several key prey species of grouse, woodpecker and medium-sized songbird are absent from the Queen Charlotte Islands, but are present on Vancouver Island (Campbell *et al.* 1990, 1997). The absence of these species on the Queen Charlotte Islands may have a more dramatic effect on Queen Charlotte Goshawk populations during winter months (Chytyk and Dhanwant 1999) when starvation is a major cause of death, as noted on Vancouver Island (McClaren 1999).

4. Population inventories conducted on Vancouver Island and the Queen Charlotte Islands provide some evidence for lower population densities on the Queen Charlotte Islands. Inventories have been conducted on Vancouver Island between 1994-1999 and on the Queen Charlotte Islands between 1995-1998. During the two inventory periods, 41 nests were found on Vancouver Island while 5 nests (approximately 12% of 41) were found on the Queen Charlotte Islands. Because survey efforts were greater on Vancouver Island than on the Queen Charlotte Islands, but not sufficiently greater to account for the much higher success in nest detection, we suggest densities on the Queen Charlotte Islands are lower rather than higher.

The Queen Charlotte Islands has an area of 9,596 km^2 and is roughly 31% the size of Vancouver Island at 31,284 km^2. Using the 31% geographical area proportion and the conservative estimate of the population density on the Queen Charlotte Islands being half that of Vancouver Island, then, we suggest that the Queen Charlotte Islands has an estimated population of approximately 50 pair of Queen Charlotte Goshawks. These estimates suggest that about 14% (41 of 300 estimated pairs) on Vancouver Island, and 10% (5 of 50 estimated pairs) on the Queen Charlotte Islands of the population has been documented by surveys. These percentages seem reasonable given the areas surveyed, the results of those surveys, and the area remaining to be surveyed.

The status of goshawks breeding on the coastal mainland is uncertain. They may be Queen Charlotte Goshawks, as assumed by Crocker-Bedford (1990, 1994), *A.g. atricapillus*, or a mixture of both. However, if we ignore the possible population on the mainland coast and other coastal islands, we suggest that a conservative population estimate of Queen Charlotte Goshawks in British Columbia is 350 pairs. If we include the mainland coast and other coastal islands, then we estimate >425 pairs.

Population Trends

Population trends are unknown in British Columbia and, apparently, anywhere else in western North America. Some studies which report declines have apparently not applied

sufficiently rigorous statistical methods to determine trends (Kennedy 1997). However, Crocker-Bedford (1998) and Smallwood (1998) point out that it may be nearly impossible (due to practical factors such as costs) to obtain a data set for this raptor species with sufficient rigour to prove any trend statistically. For the Queen Charlotte Goshawk, Crocker-Bedford (1990b) estimated that habitat for 1150 pairs has been converted to early seral forest in southeast Alaska and coastal British Columbia due to logging of old-growth forests. Even if Crocker-Bedford's predictions were inaccurate (Kennedy 1997, 1998), he suggested (Crocker-Bedford 1998), and we agree, the trend seems to be inevitably downward for Queen Charlotte Goshawks in British Columbia because of the extent of logging of old-growth and mature second-growth forests on the coast.

LIMITING FACTORS

Food

Goshawk populations are regulated by several factors but are probably strongly regulated by food availability (McGowan 1975; Linden and Wikman 1983; Widen 1989; Doyle and Smith 1994; Crocker-Bedford 1998; Ethier In prep). Prey availability (forest structure for hunting) is often more important than prey abundance (Widen 1989; Beier and Drennan 1997; Crocker-Bedford 1998). This has elevated the idea of management of habitat for goshawk prey species to compliment the management for nesting habitat (Iverson *et al.* 1996; Widen 1997). This approach is favoured by Crocker-Bedford (1990a), who speculated that reduced re-occupancy at protected nest stands following the removal of trees from the surrounding landscape was attributable to a reduction in suitable prey habitat and accessibility, and hence a reduction in foraging opportunity. Breeding pair density may depend on the amount of habitat where suitable prey abundance is above some threshold level, and is accessible enough that the chance of successful capture in the habitat is worth the time and energy expended (Crocker-Bedford 1998).

Logging in important foraging habitat likely has effects disproportionate to the size of the habitat; on the other hand, logging that misses important foraging habitat may have little or no effect on home range size or breeding density (Crocker-Bedford 1998). It may be possible, in managed forests with certain forest types, to improve habitat for goshawk prey species, and nesting habitat, through careful treatments using standard forest harvesting techniques (Reynolds *et al.* 1992); but such treatments are currently at the discretion of the forest licencee, private landowner, or Ministry of Forests (J. Deal pers. comm.).

Habitat

Breeding habitat loss or fragmentation, and its effect on prey availability and nesting habitat, is the single most significant threat to the long-term viability of the Queen Charlotte Goshawk in British Columbia (Cooper and Stevens 2000). Although data on large-scale population trends are equivocal, many studies have concluded that logging activities, especially clearcut logging, can adversely affect goshawks (Hennessy 1978; Reynolds and Wight 1978; Reynolds *et al.* 1982, 1992; Moore and Henny 1983; Hall 1984; Mannan and

Meslow 1984; Crocker-Bedford and Chaney 1988; Reynolds 1989; Crocker-Bedford 1990a, 1994, 1998; Patla 1990, 1991; Marshall 1992; Austin 1993; Harris *et al.* 1994; see references in Block *et al.* 1994; see references in Duncan and Kirk 1995; Iverson *et al.* 1996); and can lead to local extirpation when the extent of logging is great (Petty 1989; Kenward *et al.* 1991 in Crocker-Bedford 1994; Crocker-Bedford 1998).

Because large-volume stands have high economic value and are also preferred as nesting habitat by Queen Charlotte Goshawks, logging is usually concentrated in forests with the highest quality goshawk habitat. Typical forestry practices such as partial cutting, understorey brushing, patch cutting and clear-cutting, result in a reduction in stem density and canopy volume, which reduces current habitat quality for nesting or foraging (Crocker-Bedford 1990b; Iverson *et al.* 1996). Therefore, logging may reduce the ability of a landscape to provide a suitable mixture of structural habitat attributes needed by goshawks, although individual logged areas may recover over time as suitable habitat. It is hypothesized that the cumulative effect of logging may result in fewer pairs, less opportunity to locate a new mate, higher proportions of habitat unoccupancy (Crocker-Bedford 1994), and larger home ranges (Crocker-Bedford 1998).

In coastal British Columbia, second-growth stands on good growing sites can become suitable for nesting Queen Charlotte Goshawks after 50 years, as several nests have been found in such stands on Vancouver Island (D. Doyle pers. comm.). If logging rotations of 100 years were standard, then provision of extensive amounts of suitable breeding habitat could be ensured. However, it is becoming increasingly common for second-growth stands that are in this age class and which have size and structure suitable for goshawks, to be logged because of the timber values represented by trees of that size. The result is that, once a stand is logged, it may be continually logged just as it is becoming suitable for goshawks. In such a scenario, these stands would never recover sufficiently to provide habitat suitable for breeding goshawks.

SPECIAL SIGNIFICANCE

Status

The United States Department of Interior (USDI Fish and Wildlife Service 1992 in Crocker-Bedford 1994) designated goshawks (including the Queen Charlotte Goshawk) as a Category 2 candidate species for Threatened or Endangered status in 1991; however, the Fish and Wildlife Service no longer maintains a list of Category 2 candidate species (USDI Fish and Wildlife Service 1996 in Iverson *et al.* 1996). Goshawks are on the Sensitive Species lists of the Pacific Southwest (1981), Southwest (1982), Intermountain (1992), Rocky Mountains (1993) and Alaska (1994) Forest Service Regions. At the state level, goshawks are listed as a high priority species by state working groups of Partners in Flight in Alaska, Arizona, California, Montana, Nevada and New Mexico. In June 1998, the U.S. Fish and Wildlife Service denied a listing of goshawks (including Queen Charlotte Goshawk) as an Endangered species in the contiguous United States west of the 100th meridian (USDI Fish and Wildlife Service 1998).

On the Pacific coast, the Queen Charlotte Goshawk is ranked as "Critically imperiled globally" or "Imperiled globally" (T1/T2), by the Alaska Natural Heritage Program (West 1993 in Duncan and Kirk 1995; West 1994). In 1994, the Queen Charlotte Goshawk was formally designated as a "species of special concern" by the Alaska Department of Fish and Game (Iverson *et al.* 1996). A petition to declare the Queen Charlotte Goshawk an Endangered species in the USA was denied in September 1997 (Federal Register 1997).

The Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada (COSEWIC) evaluated both subspecies that occur in Canada: the Queen Charlotte Goshawk (which occurs only in British Columbia) was designated Vulnerable, whereas Northern Goshawk (*A. g. atricapillus*) was designated Not at Risk (Duncan and Kirk 1995).

The British Columbia Conservation Data Centre (CDC) ranks the Queen Charlotte Goshawk as S2B, SZN (imperiled in British Columbia due to rarity and perceived threats to habitat). The Queen Charlotte Goshawk is currently on the British Columbia "Red List" as a candidate species for Endangered or Threatened status (Ministry of Environment, Lands and Parks 1999).

Geographic Isolation

The Queen Charlotte Goshawk is likely distributed from southeast Alaska south through coastal British Columbia to the Olympic Peninsula. Populations in southeast Alaska and the Olympic Peninsula undoubtedly intergrade with populations of *A. g. atricapillus* (Iverson *et al.* 1996). Populations on Vancouver Island are likely relatively insular. However, the potential for dispersal of individuals from/to the mainland coast is relatively high given that coastal islands provide natural bridges on northern Vancouver Island and the widest stretch of open water between southern Vancouver Island and the mainland is approximately 30 km. In 1999, a female that was radio tagged as a breeding adult on northern Vancouver Island was tracked in the autumn on the mainland directly across Johnstone Strait (D. Doyle pers. comm.).

The population of Queen Charlotte Goshawks on the Queen Charlotte Islands is likely the most insular of all populations. The Queen Charlotte Islands are separated from the nearest islands in southeast Alaska and islands adjacent to the British Columbia mainland by approximately 60 km. If the rate of migration and dispersal is relatively low, as suggested by most studies on the Queen Charlotte Goshawk (Titus *et al.* 1994, Iverson *et al.* 1996; McClaren 1997), then it is likely that the Queen Charlotte Island population is the most genetically distinct.

Conservation Urgency

The Queen Charlotte Goshawk population on the Queen Charlotte Islands provides the most concerns from a wildlife management perspective. Although sufficient data are lacking, we believe that the population density on the Queen Charlotte Islands is substantially lower than that found on Vancouver Island (Chytyk and

Dhanwant 1999; Cooper and Stevens 2000), and we suggest that the population of Queen Charlotte Goshawks on the Queen Charlotte Islands is about 50 pairs. This small population, because of its insularity, also likely represents the most genetically distinct population of Queen Charlotte Goshawks in North America. Consequently, the conservation and protection of the Queen Charlotte Islands population of Queen Charlotte Goshawks is paramount.

PROTECTION CURRENTLY PROVIDED

Section 34 of the *Wildlife Act* of British Columbia protects goshawks, their eggs, nestlings, and their nests when the nests are occupied. A *"nest"* is defined as a structure, or part of a structure, prepared by or used by a bird species to hold its eggs or offspring. A nest is considered occupied from the time it is under construction to when fledglings leave the nest.

Persecution (shooting, trapping, poisoning or any other measure of killing) of goshawks in British Columbia is illegal under section 34 of the *Wildlife Act*, though allowances can be made when domestic animals are being defended. Current penalties for conviction for offences under section 34 include a fine of up to $50,000 and six months in jail for a first offence.

Federal endangered species legislation is currently being developed. The National Accord for the Protection of Species at Risk has been signed by most of the provinces as of the spring of 1998. It states that any province that signs on to the accord commits to developing complementary programs or legislation to meet 14 areas listed on the accord. This includes protection of Red-listed species and their habitat and, therefore, would apply in British Columbia to the Queen Charlotte Goshawk.

The Forest Practices Code of British Columbia has several legal components for the protection of species at risk. Among them are legally established management practices designed to protect critical or limiting habitat of certain species at risk, including the Queen Charlotte Goshawk, that have been signed off as Identified Wildlife by the Chief Forester and the Deputy Minister of Environment, Lands and Parks (Sections 70 Operational Planning Regulation, B.C. Reg. 107/98) (Province of British Columbia 1999).

There has been no estimate of the population of Queen Charlotte Goshawks, or of the relative suitability of habitat that occurs in existing protected areas. Such an assessment was one recommendation in a recent review of the status of goshawks in British Columbia (Cooper and Stevens 2000). We agree that surveys for breeding pairs and habitat assessments in protected areas are required in order to adequately estimate the provincial population and to properly assess the urgency for conservation.

If we assume that the Queen Charlotte Goshawk is evenly distributed across forested areas, which is unlikely, and that most of the populations occur within the

Coastal Douglas-fir and Coastal Western Hemlock biogeoclimatic zones, then according to Table 1, about 10% of the population on Vancouver Island and 23% of the population on the Queen Charlotte Islands occurs in protected areas. If we assume that Vancouver Island has 300 pairs and the Queen Charlotte Islands has 50 pairs, then a maximum of 40 pairs may be conserved in protected areas.

EVALUATION

The Queen Charlotte Goshawk has a relatively restricted global range, and the bulk of this range occurs in coastal British Columbia. Population sizes in British Columbia are thought to be small, on the order of 350-425 breeding pairs, with most concentrated on Vancouver Island. Protected forested habitat, which may or may not contain Queen Charlotte Goshawks, is limited to about 12% on Vancouver Island and 23% on the Queen Charlotte Islands. Threats to habitat include large-scale industrial logging in habitats that appear to contain the highest value habitat. The two most important causes of concern are the continued harvesting of old-growth forests, and the shortening of rotations for the harvesting of second-growth timber. Fragmentation of contiguous old-growth forest may decrease food availability, decrease availability of suitable nesting habitat, reduce insolation qualities, and increase risk of predation and competition from species better adapted to fragmented forest, all of which are likely to lead to lower population sizes. The adaptability of the Queen Charlotte Goshawk to nesting in younger second-growth stands is uncertain and the long term effects of current logging practices may significantly compromise population stability.

The Queen Charlotte Goshawk has a small population size, a very restricted range in Canada, is subject to large-scale threats to habitat, and has a relatively low capability to increase populations. Long term potential threats of increased fragmentation of old-growth forests remain uncertain, but are likely negative. More positively, it has a widespread distribution within that restricted range, has some adaptability in utilizing second-growth forests, and has a current high legislated priority for habitat conservation. However, because threats to habitat will likely continue, populations appear to be small, and there is a very limited range, we suggest the status of the Queen Charlotte Goshawk should be changed from Vulnerable to Threatened in Canada.

TECHNICAL SUMMARY

Accipeter gentilis laingi
Northern Goshawk *Laingi* subspecies

Range of Occurrence in Canada: British Columbia

Extent and Area information	
• *extent of occurrence (EO)(km2):* Vancouver Is: Queen Char. Is.: Mainland coast / other islands: Total at minimum: *source: status report, pg 15, 4th paragraph*	31,284 *km2* 9,596 *km2* *uncertain* 40,880 km2
• *specify trend (decline, stable, increasing, unknown)*	unknown
• *are there extreme fluctuations in EO (> 1 order of magnitude)?*	no
• *area of occupancy (AO) (km2)*	not specified
• *specify trend (decline, stable, increasing, unknown*	Possible decline due to logging practises and shortened logging rotations source: pg 7 paragraph 3 Pg 16-17
• *are there extreme fluctuations in AO (>1 order magnitude)?*	no
• *number of extant locations*	n.a.
• *specify trend in # locations (decline, stable, increasing, unknown*	n.a.
• *are there extreme fluctuations in # locations (>1 order of magnitude*	n.a.
• *habitat trend: specify declining, stable, increasing or unknown trend in area, extent or quality of habitat*	Decline due to logging of old-growth forests, and shortened logging rotation. No quantitative information available
Population information	
• *generation time (average age of parents in the population) (indicate years, months, days, etc.)*	several years
• *number of mature individuals (capable of reproduction) in the Canadian population (or, specify a range of plausible values)*	
• Based on modified habitat capacity model: *source - status report, page 14, 2nd paragraph*	425 pairs = 850 individuals
Based on survey data, and various extrapolations Vancouver Is.: *source- status report, page 15, paragraph 4&5* Queen Char. Is.: mainland coast and other islands (taxonomy of these birds uncertain): Total = 425 pairs Excluding mainland, 350 pairs = 700 individuals	300 pairs 50 pairs 75 pairs =850 individuals
• *total population trend: specify declining, stable, increasing or unknown trend in number of mature individuals*	unknown
• *if decline, % decline over the last/next 10 years or 3 generations, whichever is greater (or specify if for shorter time period)*	
• *are there extreme fluctuations in number of mature individuals (>1 order of magnitude)?*	

• *is the total population severely fragmented (most individuals found within small and relatively isolated (geographically or otherwise) populations between which there is little exchange, i.e.,* .s 1 *successful migrant I year)?*	No
• *list each population and the number* of *mature individuals in each*	Apparently only one population is involved. (Little is known about population structure. Movements and dispersal are described on pg 12, paragraphs 1&2, and on pg 4, paragraph 3.)
• *specify trend in number* of *populations (decline, stable, increasing, unknown)*	n.a.
• *are there extreme fluctuations in number* of *populations* (>1 *order* of *magnitude)?*	n.a.
Threats (actual or imminent threats to populations or habitats) [add rows as needed]	
Loss and degradation of habitat due to logging of preferred low-elevation, old-growth forest and mature second growth forest. *Source: status reportpg* 7, *paragraph* 3; *pg* 16&17.	
Rescue Effect (immigration from an outside source)	Low because of low numbers in Alaska
• *does species exist elsewhere (in Canada or outside)?*	Alaska
• *status* of *the outside (population(s)?*	"Species of special concern" for Alaska Dept of Fish & 100-200 pairs - *status report,* pf!. 14, *2nd paraf!.r.*
• *is immigration known or possible?*	yes
• *would immignants be adalJted to survive here?*	yes
• *is there sufficient habitat for immigrants here?*	Contingent on habitat conservation
Quantitative Analysis	Not available

ACKNOWLEDGEMENTS

Funding for the preparation of this status report was provided by the Canadian Wildlife Service, Environment Canada.

LITERATURE CITED

(ADFG) Alaska Department of Fish and Game. 1996. Goshawk ecology and habitat relationships on the Tongass National Forest. Alaska Dept. Fish and Game and US Fish and Wildlife Service, Juneau, AK.

American Ornithologists' Union. 1957. Check-list of North American birds. 5th edition. American Ornithologists' Union. Baltimore. MA. 691 pp.

American Ornithologists' Union. 1983. Check-list of North American birds. 6th edition. American Ornithologists' Union, Washington, DC. 877 pp.

Austin, K.K. 1993. Habitat use and home range size of breeding Northern Goshawks in the southern Cascades. M.Sc. thesis. University of California.

Beebe, F.L. 1974. Field studies of the Falconiformes of British Columbia. Occasional Paper No. 17, British Columbia Provincial Museum. Victoria, BC. 163 pp.

Beier, P. and J.E Drennan. 1997. Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks. Ecological Applications 7:564-571.

Block, W.M., M.L. Morrison and M.H. Reiser (Eds.). 1994. The Northern Goshawk: ecology and management. Studies in Avian Biology No. 16. 136 pp.

Boal, C.W. and R.W. Mannan. 1994. Northern Goshawk diets in ponderosa pine forests on the Kaibab Plateau. Studies in Avian Biology 16:97-102.

Bosakowski, T. 1999. The Northern Goshawk. Ecology, behavior and management in North America. Hancock House, Blaine, WA. 80 pp.

Bosakowski, T., B. McCullough, F.J. Lapansky and M.E. Vaughn. 1999. Northern Goshawks nesting on a private industrial forest in western Washington. Raptor Research 33:240-243.

Bosakowski, T. and J. Rithaler. 1997. Goshawk and raptor inventory in the Cariboo, 1996. BC Ministry of Environment, Lands and Parks, unpub. report, Williams Lake, BC. 34 pp.

Bosakowski, T. and R. Speiser. 1994. Macrohabitat selection by nesting Northern Goshawks: Implications for managing eastern forests. Studies in Avian Biology 16:46-49.

Bosakowski, T. and M.E. Vaughn. 1996. Developing a practical method for surveying Northern Goshawks in managed forests of the Western Washington Cascades. Western Journal of Applied Forestry 11:109-113.

Braun, C.E., J.H. Enderson, Y.B. Linhart, C.D. Marti and M.R. Fuller. 1996. Northern Goshawk and forest management in the southwestern United States. Wildlife Society Tech. Review 96-2.

Bright-Smith, D.J. and R.W. Mannan. 1994. Habitat use by breeding male northern goshawks in northern Arizona. Studies in Avian Biology No. 16:58-65.

Brown, L., and D. Amadon. 1968. Eagles, hawks and falcons of the world. Volume 2. McGraw-Hill Book Company, New York, NY.

Bull, E.L. and J.E. Hohmann. 1992. Final report: Northern Goshawks in northeastern Oregon. 34 pp.

Bull, E.L. and J.E. Hohmann 1994. Breeding biology of Northern Goshawks in northeastern Oregon. Studies in Avian Biology No. 16:103-105.

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser, and M.C.E. McNall. 1990. The birds of British Columbia. Vol. II: Nonpasserines. Diurnal birds of prey through woodpeckers. Royal British Columbia Museum, Victoria, and Canadian Wildlife Service, Delta, BC. 636 pp.

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser, M.C.E. McNall and G.E. J. Smith. 1997. The birds of British Columbia. Vol. III Passerines: flycatchers through vireos. UBC Press, Vancouver, Canadian Wildlife Service, Delta and BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, BC. 693 pp.

Chytyk, P. and J.M. Cooper. 1999. Northern Goshawk (Accipiter gentilis laingi) species-habitat model for the Tlell River Watershed, Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii, British Columbia. Draft unpub. report for Tlell Watershed Society, Bell, BC. 17 pp + appendices.

Chytyk, P., J.M. Cooper, and K. Dhanwant. 1997. 1997 Northern Goshawk population inventory of the Queen Charlotte Islands, Haida Gwaii. Unpub. report for B.C. Environment, Lands and Parks, Smithers, BC. 28 pp.

Chytyk, P., J. Cooper and K. Dhanwant. 1998. 1998 Northern Goshawk population inventory of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii (pre-nesting standwatch surveys March-April 1998). Unpubl. report prepared for BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Smithers, BC. 24 pp.

Chytyk, P., J. Cooper and K. Dhanwant. 1999. Northern Goshawk and Marbled Murrelet Habitat Mapping for the Tlell River Watershed, Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii, British Columbia. Unpubl. report for Tlell Watershed Society, prepared for BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Smithers, BC. 28 pp + appendices.

Chytyk, P. and K. Dhanwant. 1997. 1996 Northern Goshawk population inventory of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii. Unpub. report for B.C. Environment, Lands and Parks, Smithers, BC. 46 pp.

Chytyk, P. and K. Dhanwant. 1999. 1998 Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii. Unpub. report for B.C. Environment, Lands and Parks, Smithers, BC. 41 pp.

Cooper, J.M. and P. Chytyk. 1999. Draft. Northern Goshawk habitat suitability model for the Kispiox Forest District. BC Ministry of Forests, Smithers, BC. 16 pp.

Cooper, J.M. and V. Stevens. 2000. A Review of the Ecology, Management and Conservation of the Northern Goshawk in British Columbia. Wildlife Bulletin No. B-101, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, BC. 31 pp.

Crocker-Bedford, D.C. 1990a. Goshawk reproduction and forest management. Wildl. Soc. Bull. 18(3): 262-269.

Crocker-Bedford, D.C. 1990b. Status of the Queen Charlotte Goshawk. unpublished report for USDA Forest Service, Alaska Region.

Crocker-Bedford, D.C. 1994. Conservation of the Queen Charlotte Goshawk in southeast Alaska. *In* A proposed strategy for maintaining well-distributed, viable

populations of wildlife associated with old-growth forests in southeast Alaska. L.H. Suring, D.C. Crocker-Bedford, R.W. Flynn, C.S. Hale, G.C. Iverson, M.D. Kirchhoff, T.E. Schenck, L.C. Shea and K. Titus, eds. USDA Forest Service, Alaska Region, Ketchikan, AK. 40 pp.

Crocker-Bedford, D.C. 1998. The value of demographic and habitat studies in determining the status of Northern Goshawks (Accipiter gentilis atricapillus) with special reference to Crocker-Bedford (1990) and Kennedy (1997). J. Raptor research 32:329-336.

Crocker-Bedford, D.C. and B. Chaney. 1988. Characteristics of goshawk nesting stands. *In* R.L. Glinski, B.G. Pendelton, M.B. Moss, M.N. LeFranc, Jr., B.A. Milsap and S.W. Hoffman, eds. Pp. 210-217. Proceedings of the southwest raptor management symposium and workshop. Natl. Wildl. Fed. Sci. Tech. Ser. No. 11.

Daw, S.K., DeStefano, S. and R.J. Steidl. 1998. Does survey method bias the description of Northern Goshawk nest-site structure? Journal of Wildlife Management 62(4):1379-1384.

DeStefano, S. and E.C. Meslow. 1992. Status, distribution, and habitat of Northern Goshawks in eastern Oregon. Unpublished report. Oreg. Coop. Wildl. Res. Unit, Corvallis, OR. 12 pp.

Detrich P.J. and B. Woodbridge. 1994. Territory fidelity, mate fidelity, and movements of color marked Northern Goshawks in the southern Cascades of California. Studies in Avian Biology 16:130-132.

Doyle, F.I. 1995. Bald Eagle, *Haliaeetus leucocephalus*, and Northern Goshawk, *Accipiter gentilis*, nests apparently preyed upon by a Wolverine(s), *Gulo gulo*, in the southwestern Yukon Territory. Canadian Field Nat. 109: 115-116.

Doyle, F.I. and J.M.N. Smith. 1994. Population responses of Northern Goshawks to the 10-year cycle in numbers of Snowshoe Hares. Studies in Avian Biology No. 16:122-129.

Duncan, P., and D.A. Kirk. 1995. Status report on the Queen Charlotte Goshawk *Accipiter gentilis laingi* and Northern Goshawk *Accipiter gentilis atricapillus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa. 34 pp.

Environment Canada. 2000. Canadian meteorological centre, climate and water information website. www.cmc.ec.gc.ca/climate/normals/E_BC_WMO.htm.

Erdman, T.C., D.F. Brinker, J.P. Jacobs, J. Wilde and T.O. Meyer. 1998. Productivity, population trend, and status of Northern Goshawks, *Accipiter gentilis atricapillus*, in northeastern Wisconsin. Canadian Field-Naturalist 112:17-27.

Estes, W.A., S.R. Dewey and P.L. Kennedy. 1999. Siblicide at Northern Goshawk nest:does food play a role? Wilson Bulletin 111:432-436.

Ethier, T. In prep. Draft M.Sc. Testing and developing management guidelines for the threatened and endangered subspecies of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*). FRBC No. HQ96230-RE. BC Ministry of Environment, Lands and Parks and Univ. of Victoria, Victoria, BC. 23pp.

Federal Register. 1997. http://www.em.doe.gov/science/fed-reg.html

Finn, S. 1997. Does habitat have an effect on goshawks productivity? An investigation at multiple scales in the eastern Cascades of Washington. Abstract presented at Ecology and Habitat Management for Northern Goshawks in Eastside Forests of the Pacific Northwest: A Workshop. February 27-28, 1997, Spokane, WA.

Finn, S.P., J.M. Marzluff, and D.E. Varland. 1998. Northern Goshawk occupancy and productivity in managed forests of western Washington. Second annual report, Boise State University, Boise, ID. 49 pp.

Flatten, C., R. Lowell, K. Titus, and G. Pendleton. 1998. Phenotypic and morphometric description of the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in southeast Alaska. Abstract from the Raptor Res. Found. Ann. Meeting. Ogden, UT.

Fleming, T.L. 1987. Northern Goshawk status and habitat associations in western Washington with special emphasis on the Olympic Peninsula. Contract no. p.o. 43-05G2-6-600. USAD, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Old-Growth Research Laboratory, Olympia, WA.

Gavin, T.A. and B. May. 1995. Genetic variation and taxonomic status of Northern Goshawks in Arizona: Implications for management (Final Rep.). Kaibab Natl. For., AZ. 16pp.

Grubb, T.L., L.L. Pater and D.K. Delaney. 1998. Logging truck noise near nesting Northern Goshawks. Research Note RMRS-RN-3, USDA Rocky Mountain Research Station. 4 pp.

Hall, P. 1984. Characterization of nesting habitat of goshawks (*Accipiter gentilis*) in northwestern California. M.Sc. thesis. Humboldt State University, CA.

Harrs, C.D., C. McCarthy and R.D. Perloff. 1994. Home ranges and habitats of Northern Goshawks in eastern California. Studies in Avian Biology 16: 66-74.

Harris, C.D., C. McCarthy and R.D. Perloff. 1994. Home ranges and habitats of Northern Goshawks in eastern California. Studies in Avian Biology 16:66-74.

Hayward, G.D. and R.E. Escano. 1989. Goshawk nest-site characteristics in western Montana and northern Idaho. Condor 91:476-479.

Hennessy, S.P. 1978. Ecological relationships of accipiters in northern Utah - with special emphasis on the effects of human disturbance. M.Sc. thesis. Utah State University, Logan, UT.

Iverson, G.C., G.D. Hayward, K. Titus, E. DeGayner, R.E. Lowell, D.C. Crocker-Bedford, P.F. Schempf, and J. Lindell. 1996. Conservation assessment for the Northern Goshawk in southeast Alaska. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-387. Portland, Oregon: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 101 pp.

Jewett, S.A., W.A. Taylor, W.T. Shaw, and J.W. Aldrich. 1953. Birds of Washington state. Univ. Washington Press, Seattle, WA. 767 pp.

Johnsgard, P.A. 1990. Hawks, eagles, and falcons of North America: Biology and natural history. Smithsonian Institution Press. Washington, DC. 403 pp.

Kennedy, P.L. 1997. The Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*): is there evidence of a population decline? J. Raptor Res. 31(2): 95-106.

Kennedy, P.L. 1998. Evaluating Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*) population status: a reply to Smallwood and Crocker-Bedford. J. Raptor Research 32:336-342.

Kennedy, P.L., J.M. Ward, G.A. Rinker and J.A. Gessaman. 1994. Post-fledging areas in northern goshawk home ranges. Studies in Avian Biology 16:75-82.

Kenward, R.E. 1982. Goshawk hunting behaviour and range size as a function of food and habitat availability. J. Animal Ecology 51:69-80.

Kenward, R.E., V. Marcstrom, M. Karlbom. 1991. The goshawk (*Accipiter gentilis*) as predator and renewable resource. Gibier Faune Sauvage 8: 367-37.

Kenward, R.E. and P. Widen. 1989. Do goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some conservation lessons from radio tracking. *In* B.U. Meyburg and R.D. Chancellor, eds. Pp. 561-567. Raptors in the modern world. WWGBP London.

Kostrzewa, A. and R. Kostrzewa. 1990. The relationship of spring and summer weather with density and breeding performance of the Buzzard *Buteo buteo*, Goshawk *Accipiter gentilis*, and Kestrel *Falco tinnunculus*. Ibis 132: 550-559.

Lee, J.A. 1981. Comparative breeding behavior of the goshawk and Cooper's Hawk. M.Sc. Thesis, Brigham Young Univ., Provo, UT.

Lilieholm, R.J.; J.N. Long and S. Patla. 1994. Assessment of goshawk nest area habitat using stand density index. Studies in Avian Biology 16:18-23.

Linden, H. and M. Wikman. 1983. Goshawk predation on tetraonids: availability of prey and diet of the predator in the breeding season. J. Animal Ecology 52:953-968.

LUCO. 1996. Protected Area Strategy. Land Use Coordination Office, BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, BC. Map.

Mahon, T. and S. Franklin. 1997. Inventory of the Northern Goshawk in the Kispiox Forest District. unpub. report. BC Ministry of Environment, Lands and Parks, BC Ministry of Forests, Houston Forest Products Ltd. and Forest Renewal BC. 17 pp.

Mahon T. and F. Doyle. 1999. Inventory of the Northern Goshawk in the Lakes Forest District, 1998/99 annual report, draft. Unpub. report. BC Ministry of Environment, Lands and Parks Babine Forest Products. 39 pp.

Mannan, R.W. and E.C. Meslow. 1984. Bird populations and vegetation characteristics in managed and old-growth forests, northeastern Oregon. J. Wildl. Manage. 48:1219-1238.

Marshall, D.B. 1992. Status of the Northern Goshawk in Oregon and Washington. Audubon Society of Portland. Portland, OR. 34 pp.

McClaren, E. 1997. Queen Charlotte Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia (1996/1997). BC Ministry of Environment, Lands and Parks, unpub. report. Nanaimo, BC 28 pp.

McClaren, E. 1998. Queen Charlotte Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory summary for Vancouver Island, B.C. (1997/98). BC Ministry of Environment, Lands and Parks, unpub. report. Nanaimo, BC. 54 pp.

McClaren, E. 1999. Queen Charlotte Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory summary for Vancouver Island, B.C. (1998/99). BC Ministry of Environment, Lands and Parks, unpub. report. Nanaimo, BC. 40 pp.

McGowan, J.D. 1975. Distribution, density, and productivity of goshawks in Interior Alaska. Alaska Department of Fish and Game. Fed. Aid Wildl. Rest. Proj. Rep. W-17-4, W-17-5, W-17-6, Job 10.6R, Juneau, AK. 31 pp.

Ministry of Environment, Lands and Parks. 1999. Red, blue and yellow listed species in British Columbia. BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Victoria, BC.

Ministry of Forests. 1995. Biodiversity guidebook. BC Ministry of Forests, and British Columbia Environment, Victoria, BC. 99 pp.

Moore, K.R. and C.J. Henny. 1983. Nest site characteristics of three coexisting *Accipiter* hawks in northeastern Oregon. Raptor Research 17:65-76.

Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Buteo Books. Vermilion, SD. 339 pp.

Palmer, R.S. 1988. Northern Goshawk. *In* Handbook of North American birds, Vol. 4. R.S. Palmer, ed. Pp. 355-378. Yale Univ. Press, New Haven, CT.

Patla, S. 1990. Northern Goshawk monitoring project report, 1989. U.S. Dept. Agric., Targhee Natl. For., St. Anthony, Idaho. Final Rep. Contract # 43-02S2-8-1931. St. Anthony, Idaho. 37 pp.

Patla, S. 1991. Northern Goshawk monitoring project report #2,1990. Dept. Agric., Targhee Natl. For., St. Anthony, Idaho. Final Rep. Contract # 43-02S2-0-0184. St. Anthony, ID. 41 pp.

Penteriani, V. 1997. Long-term study of a goshawk breeding population on the Mediterranean mountain (Abruzzi appenines, central Italy): density, breeding performance and diet. J. Raptor Research 31:308-312.

Petty, S.J. 1989. Goshawks: Their status, requirements and management. Forestry Commission Bulletin 81. Wildlife and Conservation Research Branch, Forestry Commission, London, England. 18 pp.

Province of British Columbia. 1999. Identified Wildlife Management Strategy, BC Ministry of Environment, Lands and Parks and BC Ministry of Forests, Victoria, BC.

Reynolds, R.T. 1989. Accipiters. *In* Proceedings of the Western Raptor Management Symposium and Workshop, 1987 October 26-28, Boise, ID. Washington: National Wildlife Federation, Scientific and Technical Series No. 12: 92-101.

Reynolds, R.T., R.T. Graham, M.H. Reiser, R.L. Bassett, P.L. Kennedy, D.A. Boyce, G. Goodwind, Jr., R. Smith, and E.L. Fisher. 1992. Management recommendations for the Northern Goshawk in the southwestern United States. Gen. Tech. Rep. RM-217. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. Ft. Collins, CO. 90 pp.

Reynolds, R.T. and S.M. Joy. 1998. Distribution, territory occupancy, dispersal, and demography of Northern Goshawks on the Kaibab Plateau, Arizona. Unpub. final report for Arizona Game and Fish, Heritage Project No. I94045.

Reynolds, R.T. and E.C. Meslow. 1984. Partitioning of food and niche characteristics of coexisting *Accipiter* during breeding. Auk 101:761-779.

Reynolds, R.T., E.C. Meslow, and H.M. Wight. 1982. Nesting habitat of coexisting *Accipiter* in Oregon. J. Wildl. Manage. 46:124-138.

Reynolds, R.T. and H.M. Wight. 1978. Distribution, density, and productivity of *Accipiter* hawks breeding in Oregon. Wilson Bull. 90:182-196.

Roberts, A-M. 1997. Food habits of Northern Goshawks in the Queen Charlotte Islands and in the Kispiox Forest District 1996. BC Ministry of Environment, Lands and Parks unpub. report, Smithers, BC. 13 pp.

Rosenfield, R.N., J. Bielefeldt, D.R. Trexel, and T.C.J. Doolittle. 1998. Breeding distribution and nest-site habitat of Northern Goshawks in Wisconsin. J. Raptor Research 32:189-194.

Schaffer, W., B. Beck, J. Beck, R. Bonar, and L. Hunt. 1996. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*) breeding habitat draft habitat suitability index (HIS) model. Foothills Model Forest, Hinton, AB. 12 pp.

Smallwood, K.S. 1998. On the evidence needed for listing Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) under the Endangered Species Act: a reply to Kennedy. J. Raptor Research 32:323-329.

Snyder, N.F.R. and J.W. Wiley. 1976. Sexual size dimorphism in hawks and owls of North America. Ornith. Monogr. 20:1-96.

Speiser, R. 1992. Notes on the natural history of the Northern Goshawk. Kingbird 42:133-137.

Speiser, R and T. Bosakowski. 1987. Nest site selection by Northern Goshawks in northern New Jersey and southeastern New York. Condor 89:387-394.

Speiser, R. and T. Bosakowski. 1991. Nesting phenology, site fidelity, and defence behavior of Northern Goshawks in New York and New Jersey. J. Raptor Research 25:132-135.

Squires, J.R. 1995. Carrion use by Northern Goshawks. J. Raptor Research 29:283.

Squires, J.R. and R.T. Reynolds. 1997. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*). *In* The Birds of North America, No. 298 (A. Poole and F. Gill, eds.). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, and The American Ornithologists' Union, Washington, DC. 32 pp.

Squires, J.R. and L.F. Ruggerio. 1996. Nest-site preference of Northern Goshawks in southcentral Wyoming. J. Wildl. Manage. 60:170-177.

Stevens, V. 1995. Database for wildlife diversity in British Columbia: distribution and habitat use of amphibians, reptiles, birds and mammals in biogeoclimatic zones. Working Paper. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, BC. May, 1995.

Taverner, P.A. 1940. Variation in the American Goshawk. Condor 42:157-160.

Titus, K., C.J. Flatten, and R.E. Lowell. 1994. Northern Goshawk ecology and habitat relationships on the Tongass National Forest (goshawk nest sites, food habits, morphology, home range and habitat data). First Annual Project Report. Contract 43-0109-3-0272 with USDA Forest Service. Alaska Dept. of Fish and Game, Juneau, AK. Report to the U.S. Forest Service. 69 pp.

Titus, K., C.J. Flatten, and R.E. Lowell. 1995. Goshawk habitat relationships on the Tongass National Forest. Alaska Department of Fish and Game, Juneau Alaska. Final Report to the U.S. Forest Service, contract number 43-0109-4-0209. 45 pp.

USDI Fish and Wildlife Service. 1992. Notice of initiation of status review on the Northern Goshawk. Federal Register 57(4): 544-546.

USDI Fish and Wildlife Service. 1996. Endangered and threatened wildlife and plants; review of plant and animal taxa that are candidates for listing as endangered or threatened species. Federal Register. 61: 7596-7613.

USDI Fish and Wildlife Service. 1998. Endangered and threatened wildlife and plants; Notice of 12-month finding on a petition to list the Northern Goshawk in the contiguous United States west of the 100th meridian. Federal Register 63(124).

Ward J.M. and P.L. Kennedy. 1996. Effects of supplemental food on size and survival of juvenile Northern Goshawks. Auk 113:200-208.
Watson, J.W., D.W. Hays and S.P. Finn. 1998. Prey of breeding Northern Goshawks in Washington. J. Raptor Research 32:297-305.
West, E.W. 1993. Rare vertebrate species of the Chugach and Tongass National Forests, Alaska. Alaska Natural Heritage Program, Anchorage, AK. 254 pp.
West, E.W. 1994. Elemental global ranking form as of 11 Oct. 1994: *Accipiter gentilis laingi*.
Whaley, W.H. and C.M. White. 1994. Trends in geographic variation of Cooper's hawk and northern goshawk in North America: a multivariate analysis. Proceedings Western Foundation of Vertebrate Zoology 5:161-209.
Widen, P. 1989. Hunting habitats of goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. Ibis 131:205-213.
Widen, P. 1997. How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia? J. Raptor Res. 31(2): 107-113.

PERSONAL COMMUNICATIONS

Antifeau, T. Regional Rare and Endangered Species Biologist, BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Nelson, BC.
Campbell, R.W. Wildlife Biologist, BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Victoria, BC.
Deal, J. Wildlife Biologist, Canadian Forest Products Ltd, Woss, BC.
Doyle, D. Wildlife Biologist, BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Nanaimo, BC.
Ethier, T. Wildlife Biologist, BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Penticton, BC.
Kennedy, P. Biology Professor, Colorado State University, Ft. Collins, CO.
McClaren, E. M. Sc. candidate, Colorado State University, Ft. Collins, CO.
Meidinger, D. Researcher, BC Ministry of Forests, Research Branch, Victoria, BC.
Reynolds, R.T., Wildlife Biologist, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service, Fort Collins, CO.
Rosenfield, R. Biology Professor, University of Wisconsin, Stevens Point, WI.
Titus, K., Wildlife Biologist, Tongass National Forest, USDA Forest Service, AK.

Appendix A. Summary of breeding habitat data for Northern Goshawks in selected areas of North America.

Location	N	Nest Tree Height (m)	Nest Tree dbh (cm)	Mean Tree dbh (cm)	Nest Height (m)	Tree Density (no./ha)	Canopy Cover (%)	Source
Vancouver Island, BC*	16	32.9	69.7	-	14.3	-	-	1
Queen Charlotte Islands, BC*	7	31.4	81.6	-	20.7	-	-	2
Kispiox Forest District, BC	23	28.9	55.1	-	16.4	-	70.8	3
Cariboo region, B.C.	8	20.9	35.5	22.8	12.3	701	51.9	4
central Alberta	17	22.6	30.4	19.7	14.9	-	77.4	5
Washington, Cascades	12	32.0	-	48.3	19.2	-	60.0	6
Washington, Olympics	7	27.0	-	43.1	15.7	-	64.0	7
ne Oregon	12	34.0	65.0	-	15.0	-	81.0	8
n California	12	34.4	74.2	27.1	16.8	749	76.9	9
nw California	12	43	91	58	21	279	88	10
se Idaho	26	26	43	31	14	-	75	11
Mean	-	30.3	60.6	35.7	16.4	576.3	71.7	-

* Queen Charlotte Goshawk

[1] McLaren 1997, 1998, 1999; [2]Chytyk and Dhanwant 1998, 1999; [3]Doyle and Mahon 1998; [4]Bosakowski and Rithaler 1997; [5]Schaffer 1998; [6] Fleming 1987; [7]Fleming 1987; [8]Bull and Hohmann 1994; [9]Saunders 1982; [10]Hall 1984; [11]Patla 1997.

Mise à jour
Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur

l'Autour des palombes
de la sous-espèce *laingi*
Accipiter gentilis laingi

au Canada

ESPÈCE MENACÉE
2000

COSEPAC
COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA

COSEWIC
COMMITTEE ON THE STATUS OF ENDANGERED WILDLIFE IN CANADA

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

Nota : Toute personne souhaitant citer l'information contenue dans le rapport doit indiquer le rapport comme source (et citer les auteurs); toute personne souhaitant citer le statut attribué par le COSEPAC doit indiquer l'évaluation comme source (et citer le COSEPAC). Une note de production sera fournie si des renseignements supplémentaires sur l'évolution du rapport de situation sont requis.

COSEPAC. 2000. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. v + 41 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

COOPER, J.M., et P.A. CHYTYK. 2000. Rapport de situation du COSEPAC sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada – Mise à jour, *in* Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur l'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-41.

Rapport précédent :

DUNCAN, P., et D.A. KIRK. 1995. COSEWIC status report on the Queen Charlotte Goshawk *Accipiter gentilis laingi* in Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 44 p.

Note de production :
L'Autour des palombes de la sous-espèce *Laingi (Accipiter gentilis laingi)* a été designé par le COSEPAC sous le nom d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte (*Accipiter gentilis laingi*). Dans le présent rapport, on désigne partout l'espèce sous le nom d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, une sous-espèce de l'Autour des palombes.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : (819) 997-4991 / (819) 953-3215
Téléc. : (819) 994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEPAC assessment and update status report on the Northern Goshawk *laingi* subspecies *Accipiter gentilis laingi* in Canada.

Illustration de couverture :
Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* – illustration de Judy Shore, Richmond Hill (Ontario)

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2002
N° de catalogue CW69-14/12-2002F-IN
ISBN 0-662-87863-9

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Résumé de l'évaluation – novembre 2000

Nom commun
Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*

Nom scientifique
Accipiter gentilis laingi

Statut
Menacée

Justification de la désignation
Cette petite population sédentaire d'Autours des palombes a été touchée de façon négative par la détérioration de l'habitat forestier.

Occurrence
Colombie-Britannique

Historique du statut
Espèce désignée « préoccupante » en avril 1995. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en novembre 2000. Dernière évaluation fondée sur une mise à jour d'un rapport de situation.

COSEPAC
Résumé

Autour des palombes
de la sous-espèce *laingi*
Accipiter gentilis laingi

L'Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* (*Accipiter gentilis laingi*) est une sous-espèce de l'Autour des palombes (*A. gentilis*) qui ne se trouve que sur la côte du Pacifique de l'Amérique du Nord. Dans le présent rapport, on désigne partout l'espèce sous le nom d'Autour des palombes des îles-de-la-Reine-Charlotte, une sous espèce de l'Autour des palombes. Il réside dans le sud-est de l'Alaska, le long de la côte de la Colombie-Britannique et probablement au sud jusqu'à la presqu'île Olympic, dans le Washington. Les populations et l'aire de répartition de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte sont de très petite taille comparativement à celles de l'Autour des palombes, qu'on trouve dans une grande partie du nord de l'Amérique du Nord. En Colombie-Britannique, les populations de la sous-espèce se limitent probablement à l'île de Vancouver, aux Îles-de-la-Reine-Charlotte et aux autres grandes îles côtières. La situation de l'Autour des palombes sur la côte du continent demeure incertaine, bien que d'après des études récentes, il pourrait s'y trouver des Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte.

La modélisation de l'habitat indique que la majeure partie de la population mondiale d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte se trouve en Colombie-Britannique. Les relevés effectués récemment sur l'île de Vancouver et les Îles-de-la-Reine-Charlotte indiquent que la majeure partie de la population de la province vit sur l'île de Vancouver. Nous estimons qu'il y a environ 300 couples reproducteurs sur l'île de Vancouver et 50 sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, mais faute de relevés ou d'évaluations de l'habitat dans bien des secteurs, ces estimations sont très incertaines.

Les principales menaces pour l'habitat sont l'exploitation continue des forêts de peuplements vieux de conifères en basse altitude, qui constituent l'habitat de choix de l'espèce, et des forêts de seconde venue mûres qui lui conviennent. D'après la modélisation de l'habitat, les populations ont décliné comparativement à leurs chiffres historiques à cause de la forte dégradation de l'habitat. Nous prédisons que ce déclin se poursuivra à mesure qu'on continuera d'exploiter les peuplements vieux et que la durée de rotation des récoltes diminuera dans les forêts de seconde venue, ce qui entraînera la perte définitive d'habitats propices à l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte dans de vastes parties des forêts aménagées.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) détermine le statut, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés et des populations sauvages canadiennes importantes qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées à toutes les espèces indigènes des groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, lépidoptères, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes fauniques des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (Service canadien de la faune, Agence Parcs Canada, ministère des Pêches et des Océans, et le Partenariat fédéral sur la biosystématique, présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres ne relevant pas de compétence, ainsi que des coprésident(e)s des sous-comités de spécialistes des espèces et des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS

Espèce	Toute espèce, sous-espèce, variété ou population indigène de faune ou de flore sauvage géographiquement définie.
Espèce disparue (D)	Toute espèce qui n'existe plus.
Espèce disparue du Canada (DC)	Toute espèce qui n'est plus présente au Canada à l'état sauvage, mais qui est présente ailleurs.
Espèce en voie de disparition (VD)*	Toute espèce exposée à une disparition ou à une extinction imminente.
Espèce menacée (M)	Toute espèce susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitatifs auxquels elle est exposée ne sont pas renversés.
Espèce préoccupante (P)**	Toute espèce qui est préoccupante à cause de caractéristiques qui la rendent particulièrement sensible aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels.
Espèce non en péril (NEP)***	Toute espèce qui, après évaluation, est jugée non en péril.
Données insuffisantes (DI)****	Toute espèce dont le statut ne peut être précisé à cause d'un manque de données scientifiques.

* Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.
** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.
*** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».
**** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999.

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le comité avait pour mandat de réunir les espèces sauvages en péril sur une seule liste nationale officielle, selon des critères scientifiques. En 1978, le COSEPAC (alors appelé CSEMDC) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. Les espèces qui se voient attribuer une désignation lors des réunions du comité plénier sont ajoutées à la liste.

Environnement Canada Service canadien de la faune
Environment Canada Canadian Wildlife Service

Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Mise à jour
Rapport de situation du COSEPAC

sur

l'Autour des palombes
de la sous-espèce *laingi*
Accipiter gentilis laingi

au Canada

John M. Cooper[1]
Paul A. Chytyk[1]

2000

[1] Manning, Cooper et Associates
Consultants en environnement
Box 20157
4-0769 Fifth Street
Sidney (Colombie-Britannique)
V8L 5C9

TABLE DES MATIÈRES

INFORMATION SUR L'ESPÈCE....3
RÉPARTITION....3
Répartition mondiale....3
Répartition en Amérique du Nord....4
HABITAT....5
Généralités....5
Habitat de nidification....6
Habitat d'alimentation....8
Tendances de la qualité de l'habitat....10
Protection / Propriété de l'habitat....10
BIOLOGIE....13
Reproduction....13
Survie....15
Physiologie....16
Déplacements....17
Alimentation....18
Comportement et adaptabilité....19
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS....20
Résultat des relevés....20
Estimations des populations....20
Tendances des populations....23
FACTEURS LIMITATIFS....24
Nourriture....24
Habitat....25
IMPORTANCE DE L'ESPÈCE....26
Situation....26
Isolement géographique....27
Urgence des mesures de conservation....27
PROTECTION ACTUELLE....27
ÉVALUATION....29
RÉSUMÉ TECHNIQUE....30
COMMUNICATIONS PERSONNELLES....33
OUVRAGES CITÉS....33

Liste des figures

Figure 1. Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* - distribution au Canada....4

Listes des tableaux

Tableau 1. Pourcentage des forêts situées dans des zones protégées sur l'île de Vancouver et les Îles-de-la-Reine-Charlotte....11

Listes des annexes

Annexe A. Sommaire des données sur l'habitat de reproduction de l'Autour des palombes dans des régions choisies d'Amérique du Nord....41

INFORMATION SUR L'ESPÈCE

Noms communs de l'espèce : Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*
Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, sous-espèce de l'Autour des palombes

Nom scientifique : *Accipiter gentilis laingi*

Groupe taxinomique : Oiseaux

Description et taxinomie :

L'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte est une sous-espèce de l'Autour des palombes, un rapace forestier trapu de taille moyenne. On reconnaît trois sous-espèces en Amérique du Nord : l'*A. g. atricapillus*, l'*A. g. apache* et l'*A. g. laingi* (Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte). L'*A. g. atricapillus* se trouve dans toutes les régions boisées d'Amérique du Nord, sauf sur la côte nord-ouest, dans l'extrême sud-ouest des États-Unis et au Mexique (Squires et Reynolds, 1997). L'*A. g. apache* se trouve dans le sud de l'Arizona, au Nouveau-Mexique et au Mexique (Whaley et White, 1994). L'*A. g. laingi* (Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte) se trouve dans le sud-est de l'Alaska (Titus *et al.*, 1994), sur les îles côtières de la Colombie-Britannique (American Ornithologists' Union, 1957) et, peut-être, sur la presqu'île Olympic (Beebe, 1974). Ces sous-espèces sont définies sur la base de différences morphologiques et de couleur (Taverner, 1940), mais la validité génétique des sous-espèces *apache* et *laingi* ne fait pas l'unanimité. On n'a en effet relevé aucune différence génétique notable dans les échantillons de sang des trois sous-espèces (Gavin et May, 1995), mais aucun échantillon n'a été prélevé sur l'île de Vancouver ou les Îles-de-la-Reine-Charlotte, soit dans l'aire de répartition centrale de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte (Iverson *et al.*, 1996), aux fins de cette analyse. Flatten *et al.* (1998), qui ont comparé les données morphométriques d'oiseaux capturés dans le sud-est de l'Alaska et sur l'île de Vancouver et des spécimens de musée des Îles-de-la-Reine-Charlotte, confirment que l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte est plus petit et d'une couleur plus sombre que l'*A. g. atricapillus*.

RÉPARTITION

Répartition mondiale

L'Autour des palombes est largement réparti dans les forêts boréales et tempérées holarctiques. En Amérique du Nord, son aire de répartition va des environs de la limite des arbres en Alaska et dans le nord du Canada jusqu'au Mexique au sud-ouest et jusqu'à la Pennsylvanie au sud-est. En Eurasie, on le trouve de la Grande-Bretagne, la Scandinavie, le nord de la Russie et la Sibérie jusqu'au sud de l'Europe, à l'Iran, à l'Himalaya, à l'est de la Chine et au Japon (American Ornithologists' Union, 1983; Squires et Reynolds, 1997).

Répartition en Amérique du Nord

L'Autour des palombes vit dans les régions boisées, depuis les environs de la limite des arbres dans le centre-ouest de l'Alaska et le nord du Canada. C'est un résident de la côte du Pacifique jusqu'au Washington. Dans l'intérieur, on le trouve au sud dans tout le Canada, jusqu'au sud-ouest des États-Unis, dans le nord du Mexique, dans les États des Grands Lacs et la chaîne des Appalaches du nord-est des États-Unis (American Ornithologists' Union, 1983; Johnsgard, 1990; Marshall, 1992; Duncan et Kirk, 1995; Braun *et al.*, 1996; Squires et Reynolds, 1997). L'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte fréquente le sud-est de l'Alaska (Titus *et al.*, 1994), les îles côtières de la Colombie-Britannique (American Ornithologists' Union, 1957), la presqu'île Olympic (Beebe, 1974) et, peut-être, la côte du Washington et de l'Oregon (Jewett *et al.*, 1953). Voir la figure 1.

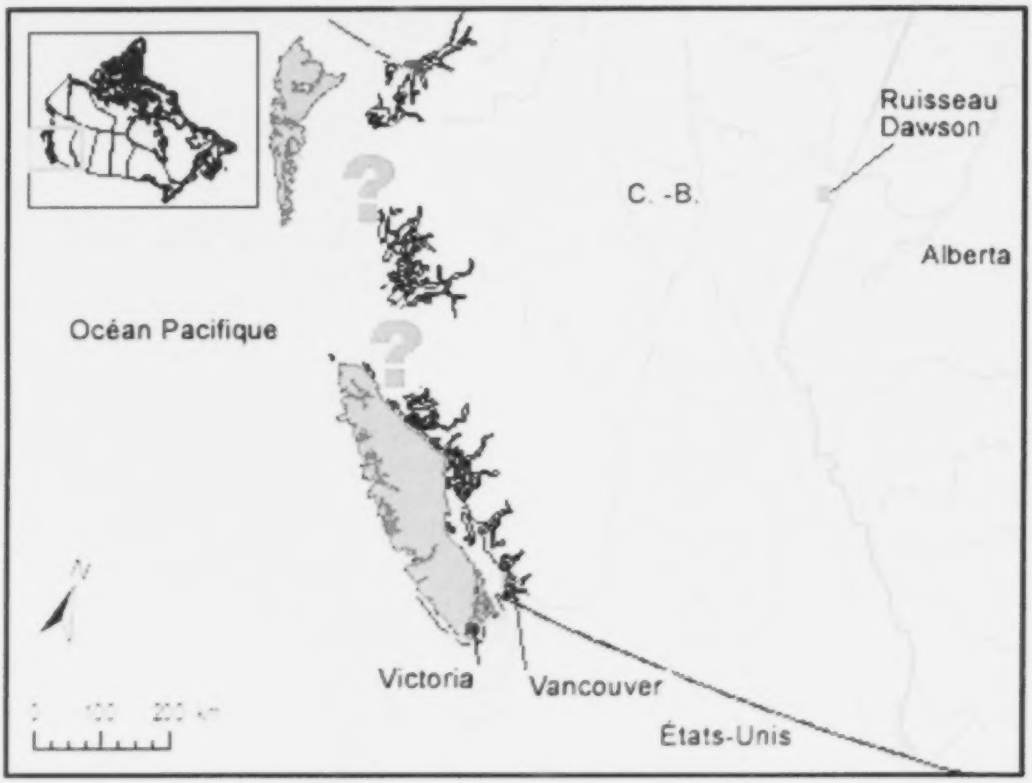

Figure 1. Autour des palombes de la sous-espèce *laingi* - distribution au Canada.

Répartition au Canada

Au Canada, l'Autour des palombes vit dans toutes les régions boisées du pays, du Yukon à la Colombie-Britannique, dans les régions boisées du nord des provinces des Prairies et dans la majeure partie de l'Ontario, du Québec et du Labrador (Duncan et Kirk, 1995; Squires et Reynolds, 1997). L'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte ne se rencontre que sur les côtes de la Colombie-Britannique (Campbell *et al.*, 1990), surtout sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte et l'île de Vancouver (American Ornithologists' Union, 1957), et probablement sur d'autres grandes îles côtières (McClaren, 1997). Bien qu'on manque généralement de preuves de son occurrence sur la côte continentale de la Colombie-Britannique (T. Ethier, comm. pers., *in* Duncan et Kirk, 1995; R.W. Campbell, comm. pers., *in* Crocker-Bedford, 1994), il est probable qu'il fréquente la côte nord et centrale du continent. Par exemple, un individu muni d'un radio-émetteur, capturé à l'origine dans le nord-est de l'île de Vancouver, s'est dispersé jusqu'au bras Loughborough, sur la côte du continent, à 15 km de l'île de Vancouver (D. Doyle, comm. pers.).

HABITAT

Généralités

L'Autour des palombes est un généraliste des habitats sur une vaste échelle spatiale, mais ses besoins en la matière sont complexes pendant la saison de reproduction, et varient selon le type de forêt et la région (Johnsgard, 1990). Bien que l'espèce puisse se reproduire dans des peuplements plus jeunes, d'âge plus égal, elle choisit généralement des lieux de reproduction dont les peuplements comptent une quantité relativement importante d'arbres mûrs ou vieux (Squires et Reynolds, 1997; McClaren, 1998). Il n'est pas nécessaire que ces peuplements soient continus, mais l'espèce semble préférer qu'il y en ait en quantité substantielle.

Les sites de nidification de l'Autour des palombes dans l'ouest de l'Amérique du Nord ont huit caractéristiques communes : 1) la présence de forêts matures ou anciennes; 2) une fermeture du couvert supérieure à 60 p. 100; 3) un sous-étage ouvert; 4) des pentes douces à modérées, inférieures à 40 p. 100 (les nids se trouvent généralement sur un replat, au pied d'une pente ou en terrain plat); 5) leur position dans le tiers inférieur d'une pente ou au pied de celle-ci; 6) une exposition au nord (du nord-est au nord-ouest); 7) souvent, la proximité d'une source pérenne; 8) la proximité d'une abondance de proies (Marshall, 1992; Duncan et Kirk, 1995). On croit aussi que la présence d'arbres à fort diamètre à hauteur d'homme (dhh) a de l'importance (Daw *et al.*, 1998).

Le haut degré de fermeture du couvert est la caractéristique la plus constante de l'habitat de nidification de l'Autour des palombes dans toute son aire de répartition (Squires et Reynolds, 1997; Daw *et al.*, 1998). Les peuplements relativement fermés offrent une protection contre les prédateurs et favorisent la présence, sous la

couverture, d'espaces plus ouverts offrant des trajectoires de vol libres pour frapper les proies. Souvent, la présence d'une petite clairière, où la chute d'un ou deux arbres, par exemple, a dégagé un espace près de l'arbre où se trouve le nid, est associée au site de nidification (Reynolds *et al.*, 1982). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, tous les nids d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte observés récemment se trouvaient dans de petites clairières (Chytyk et Dhanwant, 1997), une caractéristique qu'on a également relevée pour certains nids observés sur l'île de Vancouver (E. McClaren, comm. pers.).

Habitat de nidification

La taille et la forme des peuplements utilisés pour la nidification varie en fonction de la topographie et de la présence de peuplements propices. Le nid est généralement situé sur un replat ou sur une pente douce ou modérée (moins de 40 p. 100), soit au pied de la pente, soit dans son tiers inférieur (Duncan et Kirk, 1995). Sur l'île de Vancouver, les nids d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte sont généralement situés dans les deux tiers inférieurs d'une pente, à faible altitude, sur une pente modérée (McClaren, 1999). L'altitude moyenne de 40 arbres contenant un nid actif ou de remplacement observés sur l'île de Vancouver était de 392 m (McClaren, 1998). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, on a trouvé cinq nids actifs dans le tiers inférieur de pentes douces, à une altitude moyenne de 178 m et sur des pentes d'un angle moyen de 26° (Chytyk et Dhanwant, 1999; Chytyk *et al.*, 1999).

Dans les forêts tempérées d'Amérique du Nord, l'emplacement du nid fait généralement face au nord, mais dans les forêts boréales, les oiseaux préfèrent parfois une pente orientée vers le sud (Speiser et Bosakowski, 1987; Doyle et Smith, 1994). On observe des variations considérables à cet égard en Colombie-Britannique. Les Autours des palombes du district forestier de Kispiox, dans le nord-ouest de l'intérieur de la Colombie-Britannique, préfèrent des pentes orientées vers le nord-est (Mahon et Franklin, 1997), tandis que ceux des Îles-de-la-Reine-Charlotte, pourtant à la même latitude que Kispiox, ne nichent que sur des pentes faisant face au sud-ouest (Chytyk et Dhanwant, 1999; Chytyk *et al.*, 1999). Sur l'île de Vancouver, la sous-espèce des Îles-de-la-Reine-Charlotte niche dans des lieux de toutes orientations (McClaren, 1999). Malgré la petite taille de l'échantillon observé aux Îles-de-la-Reine-Charlotte, il pourrait y avoir une différence significative dans la préférence en matière d'orientation entre les Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte vivant sur l'île de Vancouver et ceux qui vivent sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte.

Les peuplements qui servent à la nidification ont généralement des arbres plus hauts et plus vieux que dans les forêts avoisinantes. Ces peuplements ont d'ordinaire une proportion relativement élevée de grands arbres et une fermeture du couvert plus complète (Reynolds *et al.*, 1982; Moore et Henny, 1983; Speiser et Bosakowski, 1987; Crocker-Bedford et Chaney, 1988; Iverson *et al.*, 1996; Bosakowski et Rithaler, 1997; McClaren, 1998; Chytyk et Dhanwant, 1999). On a fait

état de fermeture variant de 51 p. 100 à 94 p. 100, mais elle est presque toujours supérieure à 60 p. 100. Une telle fermeture du couvert peut assurer une protection contre les oiseaux prédateurs tels que la Buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*), le Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) et les corvidés (Moore et Henny, 1983; Crocker-Bedford et Chaney, 1988; Crocker-Bedford, 1990b), servir d'enveloppe thermique (Reynolds *et al.*, 1982; Hall, 1984) et favoriser la présence d'espaces plus ouverts sous la couverture et dans le sous-bois, ce qui ménage des trajectoires de vol dégagées (Squires et Reynolds, 1997).

Sur l'île de Vancouver, sur 56 nids d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte observés, 62 p. 100 se trouvaient dans des peuplements vieux contigus, 25 p. 100 dans des peuplements secondaires contigus et 13 p. 100 dans des peuplements vieux fragmentés (McClaren, 1999). Le peuplement le plus jeune à renfermer un nid avait 53 ans. Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, on a trouvé quatre nids d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte dans des peuplements vieux contigus de pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla*) (Chytyk et Dhanwant, 1999), et un autre nid actif dans un peuplement vieux contigu de pruche de l'Ouest bordé d'un peuplement mûr de pruche de l'Ouest qui contenait deux nids de remplacement (Chytyk *et al.*, 1999). Dans le sud-est de l'Alaska, la proportion minimale de peuplements vieux dans les zones fréquentées par la sous-espèce (soit les zones où on a suivi des oiseaux nicheurs munis de radio-émetteurs) était respectivement de 23 p. 100 et 28 p. 100 pour les mâles et les femelles. On n'a constaté aucune fréquentation des zones comportant une proportion de peuplements vieux inférieure à celles-là (Iverson *et al.*, 1996); toutefois, la zone d'étude ne contenait pratiquement aucun peuplement mûr (K. Titus, comm. pers.).

L'arbre où nichent les Autours des palombes est généralement le plus gros ou l'un des plus gros du peuplement (Reynolds *et al.*, 1982; Speiser et Bosakowski, 1987; Squires et Ruggerio, 1996; Daw *et al.*, 1998; Rosenfield *et al.*, 1998; Bosakowski, 1999). En Colombie-Britannique, on constate la même tendance chez l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte (McClaren, 1998; Chytyk et Dhanwant, 1999; T. Ethier, comm. pers.). Les gros arbres offrent un soutien structural aux nids, par leurs solides branches latérales, leurs fourches ou des défauts tels qu'une cime brisée ou des structures de gui. Dans les forêts de douglas (*Pseudotsuga menziesii*) au stade de perchis de l'ouest du Washington, où les branches n'offrent pas de sites de nidification adéquats, des buissons de gui ou des malformations de l'arbre servent de support structural aux nids (Fleming, 1987). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, plusieurs nids d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte se trouvent sur des structures de gui sur de vieilles pruches de l'Ouest mortes (Chytyk et Dhanwant, 1997). On trouvera à l'annexe A un résumé des caractéristiques des arbres porteurs de nids d'après des études choisies réalisées en Amérique du Nord.

L'Autour des palombes niche couramment dans plusieurs espèces de conifères et d'arbres à feuilles caduques : en Oregon, le pin ponderosa (*Pinus ponderosa*), le pin tordu (*P. contorta*), le douglas et le mélèze de l'Ouest (*Larix*

occidentalis) (DeStefano et Meslow, 1992; Reynolds *et al.*, 1982; Bull et Hohmann, 1994); dans le sud-est de l'Alaska, l'épinette de Sitka (*Picea sitchensis*) et la pruche de l'Ouest (Titus *et al.*, 1994); dans l'intérieur de l'Alaska, le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) (McGowan, 1975); au Yukon, l'épinette ou le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) (Doyle et Smith, 1994). En Colombie-Britannique, on a observé des nids surtout dans des peupliers faux-trembles et des douglas, mais le peuplier de l'Ouest (*P. balsamifera trichocarpa*), le mélèze occidental, le pin ponderosa, le pin tordu, le bouleau à papier et l'épinette servent aussi à la nidification (Campbell *et al.*, 1990; T. Antifeau, comm. pers.). Dans la région de Cariboo, les arbres propices à la nidification sont le douglas, le pin tordu et le peuplier faux-tremble (Bosakowski et Rithaler, 1997). Dans le district forestier de Kispiox, les nids se trouvent dans des peuplements mûrs ou vieux de pruche de l'Ouest ou de sapin gracieux (*Abies amabilis*) (Mahon et Franklin, 1997).

Sur l'île de Vancouver, la plupart des arbres utilisés pour la nidification sont des douglas et des pruches de l'Ouest vivants, bien que l'espèce puisse aussi nicher dans l'aulne rouge (*Alnus rubra*), l'épinette de Sitka et le cèdre rouge de l'Ouest (*Thuja plicata*) (McClaren, 1999). La diversité des essences d'arbres choisies pour la nidification par les Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte sur l'île de Vancouver laisse supposer que leur choix se porte sur la structure de la forêt et de l'arbre plutôt que sur l'essence de l'arbre où ils font leur nid (McClaren, 1999). Aux Îles-de-la-Reine-Charlotte, quatre des cinq nids actifs se trouvaient dans des pruches de l'Ouest mortes et le cinquième, dans une pruche de l'Ouest vivante (Chytyk *et al.*, 1999). La pruche de l'Ouest et l'épinette de Sitka servent tous les deux à l'édification de nids de remplacement aux Îles-de-la-Reine-Charlotte.

Habitat d'alimentation

L'Autour des palombes a besoin d'une aire d'alimentation relativement vaste à cause de la rareté relative de ses proies; par conséquent, son domaine vital est généralement étendu pendant la saison de reproduction. En général, la diversité des espèces proies de l'espèce diminue à mesure que la latitude augmente (Johnsgard, 1990); la superficie du domaine vital pendant la saison de reproduction a donc généralement tendance à augmenter avec la latitude. De plus, la diversité des espèces proies est plus faible sur l'île de Vancouver et les Îles-de-la-Reine-Charlotte que dans les régions continentales adjacentes à cause de la diversité moindre de ces espèces sur les îles côtières (Stevens, 1995). Dans le sud-est de l'Alaska, la superficie médiane utilisée pendant la saison de reproduction par les mâles et les femelles est respectivement d'environ 4 400 et 3 600 ha (Titus *et al.*, 1996). Ailleurs, le domaine vital fait environ 5 000 ha dans les contreforts de l'Alberta (Schaffer *et al.*, 1996); de 1 842 à 4 214 ha sur la presqu'île Olympic, dans le Washington (Finn *et al.*, 1998); de 1 083 à 6 908 ha en Oregon (Austin, 1993); de 860 à 2 530 ha (Bright-Smith et Mannan, 1994) ou de 2 025 à 2 430 ha (Reynolds *et al.*, 1992) en Arizona; et de 1 550 ± 890 ha en Californie (Hargis *et al.*, 1994). On n'a guère décrit les domaines vitaux de l'espèce en hiver.

Ce sont l'abondance et la disponibilité des proies qui guident l'utilisation de l'habitat d'alimentation; or, la disponibilité des proies dépend généralement des attributs structuraux de la végétation. Par conséquent, l'Autour des palombes s'alimente dans des secteurs ayant les attributs suivants : 1) des proies adéquates; 2) une couverture suffisante pour camoufler l'approche de la proie par l'Autour des palombes; 3) des ouvertures suffisantes dans le couvert pour empêcher la proie de s'échapper et pour éviter l'obstruction des trajectoires de vol; 4) la présence de perchoirs qui conviennent à la méthode d'observation et d'attaque qu'emploie l'Autour des palombes pour chasser (Beebe, 1974; Kenward, 1982; Reynolds et Meslow, 1984; Widen, 1989; Johnsgard, 1990; Beier et Drennan, 1997; Squires et Reynolds, 1997). Là où les proies sont particulièrement abondantes, l'espèce peut s'alimenter dans des clairières naturelles, à la lisière des forêts, dans des zones de coupe à blanc et même sur des terres agricoles. Cependant, l'Autour des palombes est parfois exclu de ces niches par d'autres espèces de rapaces telle la Buse à queue rousse, mieux adaptées que lui aux milieux dépourvus d'arbres (Kenward et Widen, 1989; Widen, 1989; Crocker-Bedford, 1990a; Marshall, 1992).

L'Autour des palombes cherche sa nourriture dans toutes les couches de la forêt, du sol jusqu'aux zones aériennes au-dessus du couvert forestier, mais il tend à concentrer ses efforts sur la couche terrestre et arbustive (Reynolds et Meslow, 1984). Sa grande taille et ses stratégies de chasse l'empêchent par contre de le faire dans des peuplements jeunes et denses (Reynolds *et al.*, 1982; Moore et Henny, 1983; Hayward et Escano, 1989; Duncan et Kirk, 1995; Squires et Ruggerio, 1996). Les premiers stades biotiques de la régénération ne lui conviennent donc guère comme habitat d'alimentation. Il peut chercher sa nourriture dans des zones de coupe à blanc jusqu'à ce que la taille des arbres l'empêche de pénétrer facilement entre les fûts ou le feuillage. Par exemple, dans une forêt ayant fait l'objet d'une récolte intensive dans l'ouest du Washington, les Tétras sombres (*Dendragaous obscurus*) se trouvaient en abondance dans les zones de coupe à blanc en régénération. Ils représentaient aussi une proportion relativement élevée du régime des Autours des palombes de ce secteur (Bosakowski *et al.*, 1999) comparativement à celui des autours vivant dans les forêts nationales des États-Unis, où la récolte est moins intensive, qui se nourrissaient davantage d'oiseaux vivant à l'intérieur des forêts (Reynolds et Meslow, 1984; Bull et Hohmann, 1994).

Bien que les lisières, les petites clairières et les zones de coupe à blanc (Bosakowski *et al.*, 1999) puissent servir à la recherche de nourriture et que l'Autour des palombes semble s'en servir régulièrement dans l'intérieur de la Colombie-Britannique (Beebe, 1974), l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte semble chasser le plus souvent dans des forêts continues et avoir moins d'association avec les lisières (Iverson *et al.*, 1996). Dans le sud-est de l'Alaska, la sous-espèce affiche une préférence marquée pour les forêts anciennes et mûres et tend à éviter les jeunes peuplements de succession normale et les zones de coupe à blanc (Titus *et al.*, 1994, 1995). Sur l'île de Vancouver, trois spécimens mâles territoriaux d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte ont fait preuve d'une utilisation variable des habitats de peuplements vieux et secondaires en 1997;

un de ces mâles ne chassait que dans des peuplements vieux, tandis que les deux autres chassaient plus souvent dans des peuplements secondaires que dans des peuplements vieux (E. McClaren, données inédites). Les peuplements secondaires étaient pour la plupart âgés de 60 à 100 ans, même si les oiseaux fréquentent à l'occasion des peuplements âgés de 40 ans seulement. L'absence de données sur l'utilisation des habitats en fonction de leur disponibilité nous empêche de déduire des résultats de cette étude que certains individus chassent plus souvent dans des peuplements plus jeunes; cependant, il appert que l'espèce cherche sa nourriture dans des habitats variés. À l'hiver 1997, des oiseaux de l'île de Vancouver munis de radio-émetteurs ont fréquenté surtout de vastes forêts contiguës formées de peuplements vieux et de peuplements secondaires de plus de 60 ans (D. Doyle, comm. pers.).

Tendances de la qualité de l'habitat

Dans les régions côtières de Colombie-Britannique, les peuplements secondaires situés sur des sites propices à la croissance peuvent devenir adéquats pour les Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte nicheurs après 50 ans; on a d'ailleurs trouvé plusieurs nids dans ce genre de peuplements sur l'île de Vancouver (McClaren, 1999; D. Doyle, comm. pers.). Si une rotation des récoltes sur 100 ans était la norme, on assurerait ainsi la présence d'une bonne quantité d'habitats de peuplements secondaires propices à la reproduction de l'espèce. Cependant, il est de plus en plus courant de récolter les peuplements secondaires âgés de 50 à 60 ans, dont la taille et la structure convient à l'Autour des palombes, à cause de la valeur de la matière ligneuse que représentent les arbres de cette taille. Par conséquent, une fois qu'on a récolté un peuplement vieux, on peut récolter le peuplement secondaire qui le remplace alors même qu'il devient un habitat adéquat pour l'Autour des palombes. Ces peuplements ne peuvent donc pas se rétablir suffisamment pour offrir un habitat convenable pour les Autours des palombes nicheurs.

Sur l'île de Vancouver, les nids d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte qui se trouvent dans des peuplements secondaires contigus et dans des forêts fragmentées ont généralement un taux de réoccupation plus faible que les nids situés dans des peuplements vieux contigus. En 1998, 25 p. 100 des huit nids observés dans des peuplements secondaires contigus et 20 p. 100 des cinq nids observés dans des forêts fragmentées ont été occupés de nouveau, comparativement à 83 p. 100 des 12 nids observés dans des forêts anciennes contiguës (McClaren, 1999).

Protection / Propriété de l'habitat

Une quantité considérable de terres boisées de l'île de Vancouver et des Îles-de-la-Reine-Charlotte sont protégées contre la récolte parce qu'elles sont situées dans un parc national, un parc provincial, une réserve écologique ou une autre zone protégée (tableau 1). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, environ 96 p. 100 des forêts

protégées se trouvent dans deux réserves, le parc provincial Naikoon (69 198 ha, à l'extrémité nord-est de l'île Graham) et la réserve de parc national Gwaii Haanas (148 658 ha, dans la portion sud de l'île Moresby).

Sur l'île de Vancouver, le parc provincial Strathcona (253 773 ha) est la plus importante zone boisée protégée, mais depuis quelques années, la *Protected Areas Strategy* de la Colombie-Britannique a donné un statut de zone protégée à un grand nombre de nouveaux secteurs, boisés pour la plupart et totalisant plus de 150 000 ha (LUCO, 1996). Plus de 99 000 ha en 47 parcelles, surtout dans le nord et l'ouest de l'île de Vancouver, ont été protégés contre la récolte de 1992 à 1996. Quatorze de ces 47 parcelles font plus de 1 000 ha, la plus grande s'étendant sur 22 800 ha. En outre, plus de 63 000 ha répartis en 15 parcelles sont conservés dans le secteur de la baie Clayoquot, près de la réserve de parc national Pacific Rim.

Tableau 1. Pourcentage des forêts situées dans des zones protégées sur l'île de Vancouver et les Îles-de-la-Reine-Charlotte

Données du ministère des Forêts (MOF) et du Bureau de la coordination de l'utilisation du sol (Land Use Coordination Office [LUCO]) de la Colombie-Britannique*.

	Proportion de terres boisées dans les zones protégées (toutes les zones du SCB)	Proportion de terres boisées à faible altitude (CDF, CWH) dans les zones protégées	Proportion de terres boisées à haute altitude (MH) dans les zones protégées
Île de Vancouver	11,8	9,8	28,0
Îles-de-la-Reine-Charlotte	22,4	23,0	16,8

* Ces données sont dérivées d'une interprétation des unités biogéoclimatiques qui sont boisées de façon prédominante (Del Meidinger, MOF Research Branch, comm. pers.) en superposition avec les zones protégées (données du LUCO). SCB = Système de classification biogéoclimatique; CDF = zone côtière à douglas; CWH = zone côtière à pruche de l'Ouest; MH = zone à pruche subalpine.

Malheureusement, on a rarement évalué les populations d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte ou l'adéquation de l'habitat dans ces zones protégées. On ignore donc la valeur relative de la plupart de ces terres protégées pour l'Autour des palombes. Il est probable que certaines zones protégées contiennent une quantité relativement importante d'habitat adéquat pour l'Autour des palombes, tandis que celles ayant une forte proportion de forêts en altitude ou de terrain très abrupt ou rocheux n'en contiennent guère. On a trouvé deux nids dans le parc Strathcona, à l'île de Vancouver, en 1995; on a aussi fait un certain inventaire dans le parc Schoen Lake, aussi à l'île de Vancouver, en 1996, mais sans y trouver de nids (E. McClaren, comm. pers.).

Les terres boisées situées à l'extérieur des zones protégées (88 p. 100 de celles de l'île de Vancouver, 78 p. 100 de celles des Îles-de-la-Reine-Charlotte) se trouvent soit sur des terres privées, soit dans des concessions de fermes forestières louées à l'industrie. Il n'y a pratiquement pas de mesure de contrôle de la récolte dans les forêts situées sur des terres privées; pour l'essentiel, les propriétaires

peuvent y récolter le bois sans restriction ou presque. Dans les forêts louées à l'industrie, les dispositions sur la conservation des éléments valorisés de la biodiversité dans les concessions de fermes forestières sont assujetties au *Forest Practice Code* de la Colombie-Britannique (Ministry of Forests, 1995). Détail d'une importance particulière pour l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, les exploitants doivent conserver de 7 à 28 p. 100 des secteurs boisés à l'état de forêt ancienne, selon que le secteur est classé comme un secteur à biodiversité faible ou élevée (Ministry of Forests, 1995).

Le chef forestier et le sous-ministre du ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs de la province ont établi que l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte doit faire l'objet d'une attention particulière aux termes du *Forest Practice Code*. À titre d'espèce sauvage « désignée », il fait partie de l'*Identified Wildlife Management Strategy* (IWMS) (Province of British Columbia, 1999). Cette stratégie prévoit des mesures d'aménagement particulières, les *General Wildlife Measures*, qui décrivent les pratiques acceptables dans les forêts et parcours situés à l'intérieur de zones de conservation particulières à une espèce donnée, les zones d'habitats fauniques (Wildlife Habitat Areas [WHA]). Pour l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, on recommande l'établissement d'une WHA « à trois paliers » (de 2 400 ha au total) dans des sites de reproduction choisis et dans les zones d'alimentation qui leur sont associées. Trois secteurs de nidification adéquats et trois secteurs de remplacement de 12 ha chacun sont fermés à toute pratique forestière. Une récolte limitée du bois est autorisée dans le reste de la WHA à certaines périodes (en dehors de la période de pariade et de nidification pour les nids actifs) et dans le respect d'une répartition précise des stades biotiques. Cette répartition comprend 20 p. 100 de forêt ancienne à couvert complet, 40 p. 100 de forêt mature et pas plus de 20 p. 100 de forêt jeune. La définition de forêt jeune, mûre ou ancienne varie selon le type de perturbation naturelle et la zone biogéoclimatique; on trouvera toutes les définitions dans le *Biodiversity Guidebook* (Ministry of Forests, 1995).

Cependant, on a mis en œuvre un seuil de planification qui empêchera la mise en application sans restriction des WHA pour les Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte. Chaque district forestier disposera d'un seuil de 1 p. 100 quant à l'impact sur le bois d'œuvre de la mise en application des WHA, pour toutes les espèces fauniques « désignées » et pas seulement pour l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte. Cela revient en fait à limiter à quelques-unes le nombre de WHA disponibles pour la conservation de l'habitat de la sous-espèce en Colombie-Britannique, étant donné qu'une WHA peut s'étendre jusqu'à 2 400 ha. Ce seuil sera en vigueur pendant deux ans ou jusqu'à ce qu'on ait élaboré des évaluations de la conservation susceptibles d'aider à une nouvelle répartition de la limite provinciale de 1 p. 100 entre les districts forestiers. Ainsi, on peut s'attendre à ce que la mise sur pied des WHA ne conserve que l'habitat de quelques couples d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte.

Le recours à des zones d'aménagement riverain, à des îlots d'arbres sauvages, à des zones sensibles et à la gestion de la composition en espèces végétales des débris ligneux grossiers offre des perspectives supplémentaires pour la protection des sites de nidification et des habitats d'alimentation qui conviennent à l'Autour des palombes (Ministry of Forests, 1995). En outre, comme on a formulé des recommandations à l'égard de la conservation des peuplements vieux pour les couverts forestiers dominants à l'intérieur de types de perturbations naturelles, on pourrait éventuellement aménager des unités de paysage afin de maximiser la conservation d'un habitat adéquat pour l'Autour des palombes.

BIOLOGIE

Reproduction

Les Autours des palombes forment des couples monogames et sont très fidèles à leur partenaire et à leur zone de nidification d'une année à l'autre (Crocker-Bedford, 1990a; Reynolds et Joy, 1998), ce qui n'empêche pas environ 25 p. 100 des femelles reproductrices de se reproduire dans des zones différentes d'une année à l'autre (P. Kennedy, comm. pers.). Bien que certaines femelles puissent s'accoupler dès l'âge d'un an, la plupart des oiseaux reproducteurs d'une population donnée ont au moins 2 ans (Squires et Reynolds, 1997).

On a observé le comportement territorial de l'espèce dès février dans les États du Moyen-Atlantique (Speiser et Bosakowski, 1991) et dès la mi-mars en Colombie-Britannique (Beebe, 1974). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, on a observé des pariades d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte dès le 6 mars (Chytyk *et al.*, 1998) et on pense qu'elles débutent au cours de la dernière semaine de février (Chytyk et Dhanwant, 1999). Certains couples passent toute l'année près de leur nid (Doyle et Smith, 1994). D'après ce qu'indiquent des travaux de télémétrie effectués récemment sur l'île de Vancouver, la plupart des Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte mâles passent toute l'année dans leur territoire de nidification ou à proximité, tandis que les femelles s'éloignent généralement davantage du nid pendant les mois d'hiver (McClaren, 1999).

La ponte se fait généralement entre la mi-avril et la fin mai (McGowan, 1975; Reynolds et Wight, 1978; Bull et Hohmann, 1994; Iverson *et al.*, 1996); on a toutefois déjà signalé des œufs un 7 avril en Colombie-Britannique (Campbell *et al.*, 1990). La ponte peut être plus tardive en altitude ou lorsque le printemps est froid et pluvieux (Squires et Reynolds, 1997). Sur l'île de Vancouver et les Îles-de-la-Reine-Charlotte, on croit qu'elle a lieu fin avril et début mai (E. McClaren, comm. pers.; Chytyk et Dhanwant, 1999).

La période d'incubation varie de 28 à 32 jours par œuf (Beebe, 1974; McGowan, 1975; Reynolds et Wight, 1978); elle débute à la ponte du premier ou du deuxième œuf (Beebe, 1974; Squires et Reynolds, 1997). C'est surtout la femelle qui couve les œufs, pendant que le mâle chasse et lui apporte de la nourriture (Brown et Amadon,

1968), mais le mâle couve aussi à l'occasion (Lee, 1981, E. McClaren, comm. pers.). La date de l'éclosion et celle du premier envol sont variables; elles s'étalent respectivement du 13 mai au 25 juin et du 25 juin au 28 juillet (McGowan, 1975; Reynolds et Wight, 1978; Bull et Hohmann, 1994). En Colombie-Britannique, la date la plus hâtive d'un premier envol observé est le 25 juin (lac Dease), et on a calculé que la plus tardive se situerait dans la dernière semaine d'août (Campbell *et al.*, 1990).

Sur l'île de Vancouver, sept couvées d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte ont quitté le nid au cours de la première quinzaine de juillet 1997 (McClaren, 1997). Aux Îles-de-la-Reine-Charlotte, le premier envol se produit généralement pendant la première quinzaine de juillet (Chytyk et Dhanwant, 1999). Chez l'Autour des palombes, la période de dépendance après le premier envol est relativement longue; elle peut durer plusieurs semaines (Kennedy *et al.*, 1994). Dans le sud-est de l'Alaska, tous les Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte juvéniles semblent s'être dispersés de leur lieu de naissance avant le 5 septembre (Titus *et al.*, 1995). La dispersion du lieu de naissance sur l'île de Vancouver et les Îles-de-la-Reine-Charlotte a généralement lieu à la fin août (E. McClaren, comm. pers.; Chytyk et Dhanwant, 1999).

En Amérique du Nord, chaque couvée compte généralement de deux à quatre œufs, la taille moyenne des couvées étant de 2,7 œufs (Squires et Reynolds, 1997). En Colombie-Britannique, la taille des couvées varie également de deux à quatre œufs (Campbell *et al.*, 1990), mais la norme est de trois œufs (Beebe, 1974). Le succès de nidification est très variable, mais la plupart des études concluent qu'entre 80 et 94 p. 100 des tentatives de nidification ont produit au moins un jeune à l'envol (Reynolds et Wight, 1978; Bull et Hohmann, 1994; Squires et Reynolds, 1997). Au Yukon, le nombre moyen de jeunes à l'envol varie de 0/nid à 3,9/nid (Doyle et Smith, 1994). Sur la presqu'île Olympic, dans le Washington, 2,3 jeunes par tentative de reproduction ont quitté le nid en 1996 et 2,0 en 1997 (Finn *et al.*, 1998). On trouvera d'autres données sur la productivité à l'annexe B.

Sur l'île de Vancouver, la productivité de 56 tentatives de nidification entre 1994 et 1998 a été en moyenne de 1,7 jeune à l'envol par nid, le taux annuel variant de 1,4 à 2,2 jeunes à l'envol par nid (McClaren, 1999). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, la productivité est variable : 1 nid comptant 2,0 jeunes à l'envol en 1995; 2 nids ayant en moyenne 1,5 jeune à l'envol par nid en 1996; 1 nid produisant 1,0 jeune à l'envol en 1997; et 1 nid produisant 0 jeune à l'envol en 1998 (Chytyk et Dhanwant, 1999). On a déjà observé l'échec d'une nidification suivi d'une couvée de remplacement (Johnsgard, 1990), mais cela arrive sans doute rarement, car les Autours des palombes ont besoin de toute la saison printanière et estivale pour nicher avec succès (Squires et Reynolds, 1997).

La variabilité de la productivité chez l'Autour des palombes est surtout associée à l'abondance des proies (McGowan, 1975; Crocker-Bedford, 1990a; Doyle et Smith, 1994) et à l'accessibilité aux proies qu'offre la structure de l'habitat (Widen, 1989;

Crocker-Bedford, 1990a; Beier et Drennan, 1997). Certains éléments indiquent que la survie des oisillons dépend directement de l'approvisionnement en nourriture à cause du risque de famine et de fratricide (Estes *et al.*, 1999); selon une autre explication, toutefois, une plus grande abondance de nourriture permet aux adultes de demeurer plus longtemps près du nid, ce qui empêche la prédation des oisillons (Ward et Kennedy, 1996). La mise en œuvre de la reproduction dépend généralement de la disponibilité des proies, de la présence d'un partenaire adéquat et de la disponibilité d'un habitat de nidification convenable et inoccupé (McGowan, 1975; Hennessy, 1978; Reynolds et Wight, 1978; Doyle et Smith, 1994; Iverson *et al.*, 1996; Finn, 1997). Sur l'île de Vancouver, la faible productivité des Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte en 1995 a été attribuée à la faible abondance de l'écureuil roux (*Tamias hudsonicus*), une espèce proie primordiale (Ethier, à paraître).

Les conditions météorologiques, l'âge des reproducteurs, la prédation des oisillons, la mortalité des adultes, les maladies et les perturbations d'origine humaine peuvent aussi influer sur la productivité (Squires et Reynolds, 1997). Le fratricide se produit en période de disette (Squires et Reynolds, 1997; Estes *et al.*, 1999). Des pékans (*Martes pennanti*) ont pris des œufs, des oisillons et des femelles adultes d'une population du Wisconsin, et la croissance d'une population de pékans a été considérée comme une cause de la baisse de productivité chez l'Autour des palombes (Erdman *et al.*, 1998). Les autres prédateurs d'oisillons de l'Autour des palombes sont le Grand-duc d'Amérique et des mammifères tels que le carcajou (*Gulo gulo*) (Doyle, 1995). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, on a récemment soupçonné un raton-laveur (*Procyon lotor*) d'avoir attaqué un nid d'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte (Chytyk et Dhanwant, 1999).

Survie

Il est difficile d'estimer le taux de mortalité des adultes et des juvéniles ayant quitté le nid; d'ailleurs, à ce chapitre, les données sur les populations d'Amérique du Nord sont rares. Parmi les causes de mortalité des adultes, mentionnons la famine, la prédation, les maladies et la mise à mort indirecte par des humains (Beebe, 1974; Snyder et Wiley, 1976, cité dans Palmer, 1988; Newton, 1979; Duncan et Kirk, 1995; Squires et Reynolds, 1997).

Le taux de survie à long terme des juvéniles et les taux de recrutement dans la population reproductrice sont inconnus. Selon des recherches effectuées en Europe, c'est la première année que le taux de mortalité est le plus élevé (58-64 p. 100); il décroît ensuite avec l'âge (Newton, 1979). En Arizona, on a estimé le taux de survie annuel à 87 p. 100 pour les femelles âgées de plus de 1 an et à 69 p. 100 pour les mâles de plus de 1 an (Kennedy, 1997; Squires et Reynolds, 1997). Dans le sud-est de l'Alaska, le taux de survie annuel des Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte adultes est de 76 p. 100; c'est à la fin de l'hiver et au début du printemps qu'e le taux de mortalité est le plus élevé (Titus *et al.*, 1995). À l'hiver 1998, sur l'île de Vancouver, sept des 20 Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte adultes (quatre femelles et trois mâles) munis d'un radio-émetteur sont morts

(McClaren, 1999). La majorité des cadavres récupérés étaient gravement émaciés et la nécropsie a confirmé que ces oiseaux sont mort de faim.

Palmer (1988) postule une durée de vie maximale de 20 ans en Amérique du Nord, sans toutefois étayer son hypothèse. On sait qu'en Europe, des Autours des palombes ont atteint l'âge de 19 ans, tant à l'état sauvage qu'en captivité (Newton, 1979).

Physiologie

Dans la majeure partie de son aire de répartition et, en particulier, dans la portion méridionale de celle-ci, l'Autour des palombes tend à nicher sur les pentes faisant orientées au nord, qui offrent un microclimat plutôt frais (Reynolds *et al.*, 1982; Squires et Reynolds, 1997). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, on a trouvé cinq nids actifs d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte sur des orientations plus chaudes, vers le sud-ouest, à des azimuts de 200° à 245° (Chytyk et Dhanwant, 1999; Chytyk *et al.*, 1999). En revanche, sur l'île de Vancouver, on a relevé neuf nids orientés de 1 à 90°, quatre sur une orientation de 91 à 180°, 10 orientés de 181 à 270° et huit sur une orientation de 271 à 360° (McClaren, 1998, 1999). Ailleurs, on ne relève aucune tendance claire dans l'orientation des nids d'Autours des palombes : une orientation nord-est dans le district forestier de Kispiox (nord-ouest de la Colombie-Britannique) (Mahon et Franklin, 1997) et dans le sud-est de l'Alaska (Titus *et al.*, 1994); une orientation sud-est dans le district forestier de Lakes (nord-ouest de la Colombie-Britannique) (Mahon et Doyle, 1999); des nids orientés vers le sud dans le sud-est de l'Alaska (McGowan, 1975).

Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, quatre des cinq nids actifs d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte observés ont été trouvés dans des pruches de l'Ouest mortes. En revanche, les arbres où on a observé des nids dans le reste de l'aire de répartition de la sous-espèce sont en général vivants (Beebe, 1974; Reynolds *et al.*, 1982; Crocker-Bedford et Chaney, 1988; Titus *et al.*, 1994; Squires et Reynolds, 1997). Sur l'île de Vancouver, seuls trois des 32 nids d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte connus étaient situés dans des arbres morts (E. McClaren, comm. pers.). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, les Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte choisissent peut-être des arbres morts parce qu'ils offrent une exposition directe à la chaleur du soleil qui aide à réguler la température du nid, les mois d'été y étant généralement pluvieux et relativement frais (Chytyk et Dhanwant, 1999). La nidification dans des arbres morts exposés peut aussi s'expliquer par l'absence de Grands-Ducs d'Amérique reproducteurs sur l'archipel (Campbell *et al.*, 1990). On sait que le Grand-duc se nourrit d'Autours des palombes juvéniles et adultes et d'autres rapaces (Squires et Reynolds, 1997).

On croit que l'abondance des précipitations a un impact sur le succès de reproduction de l'Autour des palombes (Penteriani, 1997) et qu'elle pourrait être un facteur important sur la côte de la Colombie-Britannique, où les précipitations sont relativement abondantes. Au cours d'une étude décennale réalisée dans des pays

méditerranéens, Penteriani (1997) a constaté qu'un printemps froid et pluvieux retarde la nidification et que des pluies annuelles abondantes de 60 à 120 mm correspondent aux années où l'incidence de l'échec de la nidification est la plus forte. On croit que c'est en avril et en mai que les conditions météorologiques ont le plus d'influence sur la productivité des nids. D'autres études soulignent aussi l'impact négatif qu'ont les niveaux de précipitation, surtout au printemps, sur la productivité des nids d'Autour des palombes et d'autres espèces de rapaces (Kostrzewa et Kostrzewa, 1990).

Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, les précipitations moyennes annuelles sont de 1 359 mm à Sandspit (à l'extrémité nord-est de l'île Moresby) (Environnement Canada, 2000), soit au moins dix fois plus que la valeur limite admissible dans la Méditerranée. À Sandspit, les précipitations moyennes en mars, en avril et en mai sont respectivement de 104 mm, 95 mm et 62 mm par mois. Sur l'île de Vancouver, le niveau des précipitations moyennes annuelles varie de 857 mm à Victoria à 3 295 mm à Tofino (Environnement Canada, 2000). Ces niveaux de précipitation relativement élevés comparativement à ceux qu'on observe dans l'intérieur de l'Amérique du Nord ou autour de la Méditerranée indiquent que l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte s'est adapté à des milieux plus humides. Les fortes précipitations sur les côtes de la Colombie-Britannique pourraient cependant avoir un effet négatif sur sa productivité.

Déplacements

L'Autour des palombes est une espèce nomade, mais qui est probablement résidente toute l'année dans la majeure partie de son aire de répartition, la plupart des années. Quand il migre, c'est à cause d'une pénurie de nourriture (Squires et Reynolds, 1997). La sédentarité semble caractériser l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte dans le sud-est de l'Alaska (Crocker-Bedford, 1994; Titus *et al.*, 1994; ADFG, 1996). Les adultes s'y dispersent à des distances variables de leur aire de nidification après la période de reproduction; pour certains, les territoires d'été et d'hiver se chevauchent; d'autres vont passer l'hiver jusqu'à 90 km de leur aire de nidification (ADFG, 1996). Sur l'île de Vancouver et les Îles-de-la-Reine-Charlotte, l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte est presque certainement une espèce résidente (Taverner, 1940; Beebe, 1974; Campbell *et al.*, 1990). Par exemple, sur l'île de Vancouver, les données récentes sur 17 oiseaux munis de radio-émetteurs indiquent un déplacement maximal de plus de 100 km de l'aire de nidification entre juillet et mars (E. McClaren, données inédites). En outre, on a « perdu » plusieurs femelles munies de radio-émetteurs pendant les mois d'hiver, ce qui indique qu'elles se sont peut-être dispersées beaucoup plus loin pendant l'hiver.

La résidence des juvéniles est bien documentée dans le sud-est de l'Alaska, où 23 juvéniles indépendants sur 27 se sont dispersés à 60 km en moyenne du nid où ils étaient nés, pour demeurer ensuite de façon assez constante dans leur aire d'hivernage (ADFG, 1996). Cependant, comme les juvéniles doivent généralement se disperser de leur zone natale pour trouver un habitat inoccupé, ils se dispersent en

général à de plus grandes distances que les adultes. Dans une autre étude réalisée dans le sud-est de l'Alaska, 14 Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte juvéniles munis de radio-émetteurs se sont dispersés depuis l'aire de nidification de 5 à 7 semaines (du 5 août au 5 septembre) après leur premier envol et ont été retracés à des distances variant de 16 à 151 km de leur lieu natal (Titus *et al.*, 1994).

Alimentation

L'Autour des palombes se nourrit d'une grande diversité de mammifères et d'oiseaux de taille petite ou moyenne, selon la saison et la région. La géographie et la variabilité des espèces proies disponibles dans divers habitats forestiers expliquent en grande partie la diversité du régime de l'espèce selon la localité (R. Reynolds, comm. pers.). Pendant la saison de nidification, les autours capturent plus souvent des mammifères dans l'intérieur de l'Alaska, en Arizona, au Nevada, en Utah et au Yukon; ils capturent plus souvent des oiseaux dans le sud-est de l'Alaska, en Californie, au Nouveau-Mexique et en Oregon (Titus *et al.*, 1994; Squires et Reynolds, 1997). Dans le Washington, les Autours des palombes de la côte capturent davantage d'oiseaux (53 p. 100) que de mammifères, contrairement aux Autours des palombes de l'intérieur (47 p. 100), l'écureuil, les tétras et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) étant les principales espèces proies (Watson *et al.*, 1998). Les espèces proies courantes sont les écureuils arboricoles, les écureuils terrestres, les lapins, le lièvre d'Amérique, les pics, les tétras, les corvidés et divers oiseaux chanteurs de grande taille (Squires et Reynolds, 1997). L'Autour des palombes se nourrit parfois de charognes (Squires, 1995).

Dans le sud-est de l'Alaska, les proies les plus courantes de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte sont le Geai de Steller (*Cyanocitta stelleri*), le Tétras sombre, le Tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*), la Grive à collier (*Ixoreus naevius*), l'écureuil roux et les pics. L'espèce capture en nombre plus restreint l'Épervier brun (*Accipiter striatus*), des alcidés, des chevaliers, des lagopèdes et la Corneille d'Alaska (*Corvus caurinus*) (Titus *et al.*, 1994). Dans le sud-est de l'Alaska, aucune des dix espèces proies les plus courantes de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte ne devrait bénéficier des coupes à blanc, et la plupart sont susceptibles de décliner (Iverson *et al.*, 1996), sauf le Tétras sombre, qui a des chances de prospérer au cours des premiers stades biotiques.

Sur la côte de la Colombie-Britannique, Beebe (1974) suppose que l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte se nourrit principalement de Geais de Steller et de Grives à collier sur l'île de Vancouver et, sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, de Corneilles d'Alaska. Cependant, Chytyk et Dhanwant (1997) ont constaté que l'écureuil roux, le Pic à poitrine rouge (*Sphyrapicus ruber*), le Tétras sombre, la Grive à collier et la Grive solitaire (*Catharus guttatus*) sont des proies importantes pour les couples qui nichent dans l'intérieur des Îles-de-la-Reine-Charlotte; ils n'ont par ailleurs trouvé aucun signe de prédation sur les corneilles. Cela pourrait s'expliquer du fait que la Corneille d'Alaska est surtout abondante près des côtes maritimes et peut devenir rare, même à quelques kilomètres seulement

vers l'intérieur (Campbell *et al.*, 1997), et que Beebe a réalisé la majeure partie de son étude de terrain sur la côte. L'analyse de 44 pelotes de régurgitation recueillies à la base d'arbres porteurs d'un nid sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte en 1996 révèle que l'écureuil roux (44 p. 100) et divers oiseaux chanteurs (47 p. 100) constituent les principales proies des couples nicheurs pendant la saison de reproduction (Roberts, 1997).

Selon des données récentes recueillies sur l'île de Vancouver, l'écureuil roux pourrait être la principale espèce proie, au moins au début de la saison de reproduction (McClaren, 1997; T. Ethier, comm. pers.); les autres proies sont la Grive à collier, le Pic flamboyant (*Colaptes auratus*), le Pic à poitrine rouge, le Guillemot marbré (*Brachyramphus marmoratus*) (T. Ethier, comm. pers.) et les chauves-souris (J. Deal, comm. pers.).

Comportement et adaptabilité

Depuis un siècle, on signale des déclins de populations de certaines sous-espèces d'Autours des palombes, la perte d'habitat résultant de l'exploitation forestière étant citée comme la cause principale (Widen, 1997). Cependant, en l'absence de peuplements vieux d'arbres de grande taille, l'Autour des palombes est capable, dans une certaine mesure, de s'accommoder de forêts plus jeunes et plus denses (Doyle et Smith, 1994; Bosakowski et Vaughn, 1996; Bosakowski *et al.*, 1999). Cette adaptabilité a toutefois des limites; par exemple, l'âge minimal des peuplements servant à la nidification est de 40 ans dans les chaîne des Cascades, dans l'ouest du Washington (Bosakowski *et al.*, 1999), et de 75 ans dans une forêt de douglas de l'Idaho (Lilieholm *et al.*, 1994). Ces forêts relativement jeunes représentent probablement la limite d'âge minimale des forêts susceptibles de contenir des arbres ayant la capacité structurale de supporter un nid d'Autours des palombes.

On sait que sur l'île de Vancouver, l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte niche dans des peuplements secondaires de plus de 50 ans (E. McClaren, comm. pers.). Les nids établis dans les peuplements secondaires ont une productivité (1,9 jeune à l'envol par nid actif pour 14 nids) semblable à celle des nids établis dans les peuplements vieux (1,7 jeune à l'envol par nid actif pour 35 nids) (McClaren, 1999). Les taux de renouvellement de l'occupation sont semblables dans les peuplements vieux et les peuplements secondaires (E. McClaren, comm. pers.).

Les Autours des palombes sont parfois sensibles aux perturbations du nid ou des environs; ils peuvent abandonner le nid pendant la période d'incubation ou de séjour au nid s'ils sont perturbés par l'activité industrielle ou par une autre forme de présence humaine (Speiser et Bosakowski, 1987; Reynolds, 1989; Speiser, 1992; Boal et Mannan, 1994; Squires et Reynolds, 1997). D'après des données provenant de l'est de l'Amérique du Nord, l'espèce fait son nid plus loin des habitations humaines et des routes asphaltées que ne le voudrait le hasard (Bosakowski et Speiser, 1994). Elle peut cependant s'habituer à des activités humaines routinières

qui se déroulent à une certaine distance du nid. Par exemple, en Arizona, le bruit des camions forestiers passant à environ 500 m de deux nids actifs n'a provoqué aucune réaction décelable de la part d'une femelle couveuse et d'un juvénile seul (Grubb *et al.*, 1998). Dans la région de Cariboo, dans le centre de la Colombie-Britannique, un couple nicheur a réussi à produire des oiseaux à l'envol en 1996, malgré l'exploitation forestière et la construction routière qui se déroulaient à proximité pendant la saison de nidification (Bosakowski et Rithaler, 1997). Sur l'île de Vancouver, deux nids actifs d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte se trouvaient à moins de 200 m du tronçon principal d'un chemin forestier actif. Un autre nid a produit deux jeunes à l'envol alors même qu'il se faisait de l'abattage et du débusquage à moins de 75 m du nid du début au milieu de la saison de nidification (D. Doyle, comm. pers.), et un nid situé à moins de 200 m d'activités de débusquage par hélicoptère pendant la fin de l'incubation et la phase de séjour au nid a produit un jeune à l'envol (E. McClaren, comm. pers.).

Sans doute le risque qu'une activité humaine cause l'abandon du nid ou nuise à sa productivité est-il fonction du moment où elle se situe dans la chronologie de la reproduction (le risque diminuant à mesure que la saison de nidification avance), de la distance (le risque augmentant en raison inverse de la distance) et de l'intensité de l'activité (le risque augmentant avec l'intensité).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Résultat des relevés

L'Autour des palombes est un rapace rare ou peu commun dans toutes les régions boisées de la Colombie-Britannique; jusqu'à récemment, les données provinciales sur la nidification étaient relativement peu nombreuses (Campbell *et al.*, 1990). Depuis quelques années, on procède à des relevés des Autours des palombes nicheurs dans plusieurs régions de la Colombie-Britannique en réponse à la grande priorité accordée à la conservation de l'espèce. Les relevés effectués sur les côtes de la Colombie-Britannique ont ainsi permis de localiser 41 nids d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte sur l'île de Vancouver de 1991 à 1999 : 1 nid en 1991, 4 nids en 1994, 6 nids en 1995, 8 nids en 1996, 9 nids en 1997, 7 nids en 1998 et 6 nids en 1999 (McClaren, 1999; D. Doyle, comm. pers.). Sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, on a signalé 5 nids actifs de 1995 à 1999 : 1 nid en 1995, 2 nids en 1996, 0 nid en 1997, 1 nid en 1998 et 1 nid en 1999 (Chytyk et Dhanwant, 1999; Chytyk *et al.*, 1999).

Estimations des populations

Au moyen d'un modèle de capacité de l'habitat élaboré pour l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, on a estimé la population de cette sous-espèce à 1 700 couples dans les régions côtières de la Colombie-Britannique et à 800 couples dans le sud-est de l'Alaska (Crocker-Bedford, 1990b). L'estimation pour

la Colombie-Britannique comprend la côte du continent, même s'il n'est pas sûr qu'il s'y trouve des Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte. Des raffinements apportés récemment au modèle ont réduit l'estimation pour le sud-est de l'Alaska à 100 à 200 couples (Crocker-Bedford, 1994). Sans toutefois avoir réalisé de nouvelle estimation pour la Colombie-Britannique, Crocker-Bedford (1994) a émis l'hypothèse que la population de Colombie-Britannique était nettement inférieure à 1 700 couples. Cette conclusion paraît raisonnable au vu des résultats des relevés effectués récemment sur l'île de Vancouver (McClaren, 1997, 1998, 1999) et les Îles-de-la-Reine-Charlotte (Chytyk *et al.*, 1998; Chytyk et Dhanwant, 1999). Cependant, l'exactitude de ces estimations est contestée par d'autres spécialistes de l'Autour des palombes. Même dans ce cas, les résultats des relevés cités plus haut indiquent que la densité, bien qu'elle n'ait pas encore été calculée, pourrait être beaucoup plus forte sur l'île de Vancouver que sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte.

Si nous partons du maximum de l'estimation révisée par Crocker-Bedford (1994) pour la population du sud-est de l'Alaska (200 couples) et que nous appliquons la même réduction (25 p. 100 de son estimation de 1990) à sa première estimation de la population de Colombie-Britannique (1 700 couples), on estimerait alors à 425 couples le nombre d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte sur les côtes de la Colombie-Britannique.

On sait que l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte niche sur de grandes îles côtières, notamment les îles West Cracroft, Quadra et East Thurlow (E. McClaren, comm. pers.), et, peut-être, dans le nord et le centre de la côte continentale de la Colombie-Britannique (Campbell *et al.*, 1990; Crocker-Bedford, 1994). La côte continentale se compose d'une foule de petites îles et îlets accidentés, de fjords glaciaires abrupts et de zones alpines en altitude. Ces types de terrain ne présentent guère de zones d'habitat de nidification de choix pour l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, qui préfère les pentes modérées situées à faible altitude (McClaren, 1999; Chytyk et Dhanwant, 1999). On croit que le zones biogéoclimatiques plus sèches du côté est de l'île de Vancouver renferment le meilleur habitat de nidification pour l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte en Colombie-Britannique (D. Doyle, comm. pers.). La côte continentale étant un peu plus humide que l'est de l'île de Vancouver, elle n'offre peut-être pas d'habitat de nidification d'aussi bonne qualité que l'île de Vancouver.

Nous estimons qu'environ 10 p. 100 de l'île de Vancouver, surtout au nord-est, a fait l'objet de relevés d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte nicheurs (D. Doyle, comm. pers.). McClaren (1999) a signalé 41 nids d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte au cours des cinq dernières années. Si nous supposons que ces 41 nids ont été trouvés dans environ 10 p. 100 du paysage, que la zone des relevés est un habitat de qualité relativement bonne pour l'Autour des palombes et que le reste de l'habitat est d'une qualité un peu moindre, nous pouvons raisonnablement estimer la population de l'île de Vancouver à environ 300 couples.

Nous formulons l'hypothèse qu'une estimation conservatrice de la densité

relative des Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte est d'environ 50 p. 100 de celle qu'on observe sur l'île de Vancouver, pour les raisons suivantes :

1. On croit généralement que la superficie du territoire de l'Autour des palombes augmente avec la latitude (Squires et Reynolds, 1997). Comme les Îles-de-la-Reine-Charlotte se trouvent à près de 4° de latitude au nord de l'île de Vancouver, la superficie des territoires sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte est probablement légèrement plus élevée que sur l'île de Vancouver. Sur l'île de Vancouver, la distance interterritoriale minimale est de 3,2 km et on a observé un groupe de cinq territoires distants d'environ 6 km les uns des autres (McClaren, 1999). En prenant cette distance interterritoriale moyenne de 6 km comme diamètre de chaque territoire circulaire, on obtient une estimation grossière de la superficie des territoires sur l'île de Vancouver d'environ 2 800 ha. La superficie des territoires dans le sud-est de l'Alaska et, d'après notre impression, probablement sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte semble considérablement plus vaste que celle qu'indiquent les données sur l'île de Vancouver.

2. Les Îles-de-la-Reine-Charlotte offrent, toutes proportions gardées, moins d'habitat de nidification potentiel que l'île de Vancouver. La portion nord-est de l'île Graham, la plus au nord des deux grandes îles de l'archipel, est une vaste zone de forêt de pins tordus rachitiques, qu'on considère généralement comme un habitat de nidification de piètre qualité (Johnsgard, 1990; Squires et Reynolds, 1997). La portion sud de l'île Moresby, la plus au sud des deux grandes îles, se compose principalement de petites îles et d'îlets accidentés qui ne renferment guère de pentes modérées ou de fonds de vallée plutôt plats, qui sont l'habitat de nidification préféré de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte (McClaren, 1999; Chytyk et Dhanwant, 1999). Par comparaison, l'île de Vancouver ne renferme pas beaucoup de forêts rabougries, d'îles ou d'îlets, mais comporte en revanche une plus forte proportion de zones alpines ou subalpines. De même, la majorité des forêts secondaires qui poussent sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte sont relativement jeunes et ne constituent généralement pas un habitat de nidification adéquat (Chytyk et Dhanwant, 1997). Ce n'est qu'après 1965 que l'exploitation forestière à grande échelle a commencé à avoir un impact important sur le paysage des Îles-de-la-Reine-Charlotte; il n'y a donc guère de vastes zones de forêt secondaire de plus de 50 ans. En revanche, sur l'île de Vancouver, le rythme de l'exploitation forestière commerciale s'est accéléré dès les années 1940; il y a donc là nettement plus de zones de forêt secondaire assez âgée pour constituer un habitat de nidification convenable.

3. Il y a moins de proies sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte que sur l'île de Vancouver. Les relevés provinciaux indiquent en effet que plusieurs espèces proies importantes parmi les tétras, les pics et les oiseaux chanteurs de taille moyenne sont absentes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, mais se trouvent sur l'île de Vancouver (Campbell *et al.*, 1990, 1997). L'absence de ces espèces sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte pourrait avoir un effet plus dramatique sur les populations

d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte pendant les mois d'hiver (Chytyk et Dhanwant, 1999), alors que le manque de nourriture est une cause importante de décès, comme on l'a noté sur l'île de Vancouver (McClaren, 1999).

4. Les relevés de la population réalisés sur l'île de Vancouver et les Îles-de-la-Reine-Charlotte donnent certaines indications d'une densité de population plus faible sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte. Des relevés ont été effectués sur l'île de Vancouver de 1994 à 1999 et sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte de 1995 à 1998. Au cours de ces deux périodes de relevés, on a trouvé 41 nids sur l'île de Vancouver et 5 nids (environ 12 p. 100 de 41) sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte. Les relevés ont fait l'objet d'un effort plus important sur l'île de Vancouver que sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte, mais l'écart entre les niveaux d'effort n'est pas assez important pour expliquer à lui seul le très grand écart sur le plan du succès de la détection des nids; nous sommes donc d'avis que la densité est plutôt inférieure que supérieure sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte.

La superficie des Îles-de-la-Reine-Charlotte est de 9 596 km^2, soit environ 31 p. 100 de celle de l'île de Vancouver, qui est de 31 284 km^2. À partir de cette proportion de 31 p. 100 de la superficie géographique et de l'estimation conservatrice selon laquelle la densité de la population sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte est moitié moindre que sur l'île de Vancouver, nous postulons que les Îles-de-la-Reine-Charlotte abritent une population estimative d'environ 50 couples d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte. D'après ces estimations, environ 14 p. 100 des couples de l'île de Vancouver (41 couples sur 300) et 10 p. 100 des couples des Îles-de-la-Reine-Charlotte (5 couples sur 50) ont été documentés par les relevés. Ces pourcentages paraissent raisonnables, compte tenu des superficies visées par les relevés, des résultats de ces relevés et de la superficie non visée par les relevés.

La présence d'Autours des palombes reproducteurs sur la côte continentale est incertaine. Il pourrait y avoir là des Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, comme le suppose Crocker-Bedford (1990, 1994), des *A. g. atricapillus* ou un mélange des deux sous-espèces. Cependant, si nous ignorons la population éventuelle de la côte continentale et des autres îles côtières, nous sommes d'avis qu'une estimation conservatrice de la population d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte en Colombie-Britannique est de 350 couples. Si nous incluons la côte du continent et les autres îles côtières, notre estimation passe à plus de 425 couples.

Tendances des populations

On ignore quelles sont les tendances des populations en Colombie-Britannique, tout comme partout ailleurs dans l'ouest de l'Amérique du Nord, semble-t-il. Certaines études qui concluent à un déclin paraissent n'avoir pas mis en œuvre de méthodes statistiques assez rigoureuses pour que des tendances s'en dégagent (Kennedy, 1997). Toutefois, Crocker-Bedford (1998) et Smallwood (1998) soulignent qu'il pourrait s'avérer quasi impossible (en raison de facteurs pratiques tels que les

coûts) d'obtenir un ensemble de données sur cette espèce de rapace avec assez de rigueur pour prouver statistiquement l'existence d'une tendance. Pour ce qui est de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, Crocker-Bedford (1990b) estime que l'habitat de 1 150 couples a été converti en forêt aux premiers stades biotiques dans le sud-est de l'Alaska et sur les côtes de la Colombie-Britannique en raison de l'exploitation forestière des forêts de peuplements vieux. Même si ses prédictions étaient inexactes (Kennedy, 1997, 1998), Crocker-Bedford indique (Crocker-Bedford, 1998), et nous sommes d'accord avec lui sur ce point, que la tendance semble inévitablement négative pour l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte en Colombie-Britannique à cause de l'ampleur de l'exploitation forestière des peuplements vieux et des forêts secondaires à maturité sur la côte.

FACTEURS LIMITATIFS

Nourriture

Plusieurs facteurs influent sur la régulation des populations d'Autours des palombes, mais la disponibilité de la nourriture est probablement un des principaux (McGowan, 1975; Linden et Wikman, 1983; Widen, 1989; Doyle et Smith, 1994; Crocker-Bedford, 1998; Ethier, à paraître). La disponibilité des proies (une structure forestière propice à la chasse) a souvent plus d'importance que l'abondance de proies (Widen, 1989; Beier et Drennan, 1997; Crocker-Bedford, 1998). C'est de ce fait que vient l'idée de gérer l'habitat des espèces proies de l'Autour des palombes en complément à la gestion de l'habitat de nidification (Iverson *et al.*, 1996; Widen, 1997). C'est cette approche que favorise Crocker-Bedford (1990a), qui spécule que la faible reprise de l'occupation des peuplements propices à la nidification qui ont été protégés après la récolte d'arbres dans le paysage environnant est attribuable à la réduction de l'habitat convenable pour les proies et de leur accessibilité, qui entraîne une réduction des perspectives de chasse. La densité en couples reproducteurs pourrait dépendre de la quantité d'habitat où l'abondance de proies adéquates est supérieure à une certaine valeur seuil et où ces proies sont assez accessibles pour que les chances de capture dans l'habitat valent le temps et l'énergie consacrés à la chasse (Crocker-Bedford, 1998).

L'exploitation forestière dans un habitat d'alimentation important a probablement des effets hors de proportion avec la taille de l'habitat; en revanche, les activités forestières qui ne touchent pas d'habitat d'alimentation important ont peut-être peu ou pas d'effet sur la superficie du domaine vital ou la densité en couples reproducteurs (Crocker-Bedford, 1998). Il est possible, en aménageant certains types de forêts, d'améliorer l'habitat des espèces proies de l'Autour des palombes et son habitat de nidification, par des traitements soignés faisant appel à des techniques de récolte forestière normalisées (Reynolds *et al.*, 1992); mais ces traitements sont actuellement laissés à la discrétion du titulaire du droit de coupe, du propriétaire privé ou du ministère des Forêts (J. Deal, comm. pers.).

Habitat

La perte ou la fragmentation de l'habitat de reproduction et leurs effets sur la disponibilité des proies et l'habitat de nidification constituent la menace la plus importante pour la viabilité à long terme de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte en Colombie-Britannique (Cooper et Stevens, 2000). Bien que les données sur les tendances générales des populations soient équivoques, beaucoup d'études concluent que les activités forestières, et plus particulièrement la coupe à blanc, peuvent avoir un effet négatif sur l'Autour des palombes (Hennessy, 1978; Reynolds et Wight, 1978; Reynolds *et al.*, 1982, 1992; Moore et Henny, 1983; Hall, 1984; Mannan et Meslow, 1984; Crocker-Bedford et Chaney, 1988; Reynolds, 1989; Crocker-Bedford, 1990a, 1994, 1998; Patla, 1990, 1991; Marshall, 1992; Austin, 1993; Harris *et al.*, 1994; voir les ouvrages cités dans Block *et al.*, 1994; voir les ouvrages cités dans Duncan et Kirk, 1995; Iverson *et al.*, 1996) et entraîner la disparition de l'espèce à l'échelle locale si l'exploitation se fait sur une grande superficie (Petty, 1989; Kenward *et al.*, 1991 in Crocker-Bedford, 1994; Crocker-Bedford, 1998).

Comme les peuplements à fort volume ont une grande valeur économique et constituent par ailleurs un habitat de nidification de choix pour l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, l'exploitation forestière se concentre habituellement sur les forêts qui renferment un habitat optimal pour cette espèce. Les pratiques forestières courantes telles que la coupe partielle, le débroussaillage du sous-bois, le jardinage par bouquets et la coupe à blanc entraînent une réduction de la densité des tiges et du volume du couvert, ce qui abaisse la qualité de l'habitat actuel de nidification ou de chasse (Crocker-Bedford, 1990b; Iverson *et al.*, 1996). Par conséquent, l'exploitation forestière peut réduire la capacité d'un paysage à fournir le mélange adéquat d'attributs structuraux de l'habitat dont l'Autour des palombes a besoin, bien que certaines zones exploitées puissent, avec le temps, redevenir des habitats convenables. On a émis l'hypothèse que l'effet cumulatif de l'exploitation forestière puisse réduire le nombre de couples et les chances de localiser un nouveau partenaire, tout en augmentant la proportion d'habitats inoccupés Bedford, 1994) et la superficie des domaines vitaux (Crocker-Bedford, 1998).

Dans les régions côtières de la Colombie-Britannique, les peuplements secondaires situés sur de bons sites de croissance peuvent devenir propices à la nidification des Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte après 50 ans; on a effectivement trouvé plusieurs nids dans des peuplements de ce genre sur l'île de Vancouver (D. Doyle, comm. pers.). Si une rotation des récoltes de 100 ans était la norme, on pourrait assurer ainsi une quantité largement suffisante d'habitats de reproduction adéquats. Cependant, il est de plus en plus courant d'exploiter les peuplements secondaires de cette catégorie d'âge qui ont des dimensions et une structure convenables pour l'Autour des palombes, à cause de la valeur de la matière ligneuse que représentent les arbres de cette taille. Il en résulte que, une fois qu'un peuplement a été exploité, on peut le récolter continuellement au moment même où il conviendrait à l'Autour des palombes. Dans un tel scénario, ces peuplements ne récupéreront jamais assez pour offrir un habitat adéquat aux Autours des palombes nicheurs.

IMPORTANCE DE L'ESPÈCE

Situation

Le Département de l'Intérieur des États-Unis (USDI Fish and Wildlife Service, 1992, cité dans Crocker-Bedford, 1994) a désigné l'Autour des palombes (y compris l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte) comme une espèce candidate de catégorie 2 au statut d'espèce menacée ou en voie de disparition en 1991. Cependant, le Fish and Wildlife Service ne conserve plus de liste des espèces candidates de catégorie 2 (USDI Fish and Wildlife Service, 1996, cité dans Iverson *et al.*, 1996). L'Autour des palombes figure sur la liste des espèces sensibles (*sensitive species*) des régions du Sud-ouest pacifique (1981), du Sud-ouest (1982), Intermontagnarde (1992), des Rocheuses (1993) et de l'Alaska (1994) du Forest Service. À l'échelle des États, il figure sur la liste des espèces prioritaires des groupes de travail du programme *Partners in Flight* en Alaska, en Arizona, en Californie, au Montana, au Nevada et au Nouveau-Mexique. En juin 1998, le Fish and Wildlife Service des États-Unis a rejeté la candidature de l'Autour des palombes (y compris l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte) au statut d'espèce en voie de disparition dans les États américains contigus à l'ouest du 100^{e} méridien (USDI Fish and Wildlife Service, 1998).

Sur la côte du Pacifique, l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte est considéré « gravement en péril mondialement » ou « en péril mondialement » (T1/T2) par l'Alaska Natural Heritage Program (West, 1993, cité dans Duncan et Kirk, 1995; West, 1994). En 1994, il a été officiellement désigné comme « espèce préoccupante » par l'Alaska Department of Fish and Game (Iverson *et al.*, 1996). Une pétition visant à le déclarer comme espèce en voie de disparition aux États-Unis a été rejetée en septembre 1997 (Federal Register, 1997).

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué les deux sous-espèces qu'on rencontre au Canada : l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte (qui ne se trouve qu'en Colombie-Britannique) a été désigné espèce vulnérable, tandis que l'Autour des palombes (*A. g. atricapillus*) a été désigné non en péril (Duncan et Kirk, 1995).

Le Centre de données sur la conservation (CDC) de Colombie-Britannique classe l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte dans les catégories S2B, SZN (en péril en Colombie-Britannique en raison de sa rareté et des menaces perçues à l'endroit de son habitat). La sous-espèce figure actuellement sur la « liste rouge » de la Colombie-Britannique en tant qu'espèce candidate au statut d'espèce en voie de disparition ou menacée (Ministry of Environment, Lands and Parks, 1999).

Isolement géographique

L'aire de répartition de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte s'étend probablement du sud-est de l'Alaska vers le sud, sur toutes les côtes de la Colombie-Britannique, jusqu'à la presqu'île Olympic. Il y a sans aucun doute hybridation des populations du sud-est de l'Alaska et de la presqu'île Olympic avec les populations d'*A. g. atricapillus* (Iverson *et al.*, 1996). Celles de l'île de Vancouver sont selon toute vraisemblance relativement isolées. Cependant, le potentiel de dispersion des individus entre l'île et la côte du continent est relativement élevé, étant donné que les îles côtières peuvent servir de pont naturel vers le nord de l'île de Vancouver et que le plus large espace d'eaux libres entre le sud de l'île de Vancouver et le continent fait environ 30 km. En 1999, une femelle adulte reproductrice munie d'un radio-émetteur dans le nord de l'île de Vancouver a été retracée à l'automne sur la terre ferme, juste de l'autre côté du détroit de Johnstone (D. Doyle, comm. pers.).

La population d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte vivant sur l'archipel du même nom est probablement la plus isolée de toutes les populations. Les Îles-de-la-Reine-Charlotte sont situées à environ 60 km des îles les plus proches du sud-est de l'Alaska et des îles adjacentes à la Colombie-Britannique continentale. Si le taux de migration et de dispersion est relativement faible, comme l'indiquent la plupart des études sur la sous-espèce (Titus *et al.*, 1994; Iverson *et al.*, 1996; McClaren, 1997), il est donc probable que la population de cet archipel est la plus distincte sur le plan génétique.

Urgence des mesures de conservation

La population d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte vivant sur l'archipel du même nom est la plus préoccupante du point de vue de la gestion de la faune. Malgré le manque de données sur la question, nous croyons que la densité de la population est nettement plus faible sur cet archipel que sur l'île de Vancouver (Chytyk et Dhanwant, 1999; Cooper et Stevens, 2000), et nous évaluons cette population à environ 50 couples. À cause de son isolement, cette petite population est sans doute aussi la plus distincte sur le plan génétique des populations d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte en Amérique du Nord. Par conséquent, la conservation et la protection de la population des Îles-de-la-Reine-Charlotte de cette sous-espèce revêt une importance primordiale.

PROTECTION ACTUELLE

L'article 34 de la *Wildlife Act* de la Colombie-Britannique protège les Autours des palombes, leurs œufs, leurs oisillons, et leurs nids tant que ceux-ci sont occupés. La loi donne de « *nid* » la définition suivante : une structure ou une partie d'une structure préparée ou utilisée par une espèce d'oiseau pour y déposer ses œufs ou ses petits. Un nid est considéré occupé de sa construction jusqu'à l'envol des jeunes.

Il est interdit de persécuter un Autour des palombes en Colombie-Britannique (au moyen d'une arme à feu, d'un piège, d'un poison ou de toute autre mesure de mise à mort) en vertu du même article de la *Wildlife Act*, sauf dans quelques exceptions possibles pour la défense d'animaux domestiques. Les sanctions applicables à une personne reconnue coupable d'une infraction à l'article 34 comprennent une amende d'un montant maximal de 50 000 $ et une peine d'emprisonnement de six mois pour une première infraction.

La législation fédérale sur les espèces en péril est actuellement en cours d'élaboration. Au printemps 1998, la plupart des provinces avaient signé l'Accord national pour la protection des espèces en péril, qui stipule que les provinces signataires de l'accord acceptent d'établir une législation et des programmes complémentaires ou des textes législatifs qui répondront aux 14 conditions énoncées dans l'accord, notamment la protection des espèces menacées et de leur habitat, ce qui, en Colombie-Britannique, s'applique à l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte.

Le *Forest Practice Code* de la Colombie-Britannique contient plusieurs composantes juridiques pour la protection des espèces en péril, notamment des pratiques de gestion légalement établies qui visent à protéger l'habitat essentiel ou limitatif de certaines espèces en péril, dont l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, considéré comme une espèce sauvage désignée par le chef forestier et le sous-ministre du ministère de l'Environnement, des Terres et des Parcs (article 70 de l'*Operational Planning Regulation*, B.C. Reg. 107/98) (Province of British Columbia, 1999).

Aucune estimation n'a été faite de la population d'Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, ni de l'adéquation relative de l'habitat qui se trouve dans les zones protégées existantes. Une telle évaluation fait partie des recommandations découlant d'un examen récent de la situation de l'Autour des palombes en Colombie-Britannique (Cooper et Stevens, 2000). Nous convenons tout à fait de la nécessité de réaliser des relevés des couples reproducteurs et des évaluations de l'habitat dans les zones protégées afin d'estimer adéquatement la population de la province et d'établir correctement le niveau d'urgence des mesures de conservation.

Dans l'hypothèse où les Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte seraient répartis également dans les zones boisées, ce qui est peu probable, et où la plupart des populations vivraient dans les zones biogéoclimatiques côtières à douglas et à pruche de l'Ouest, alors, d'après le tableau 1, environ 10 p. 100 de la population de l'île de Vancouver et 23 p. 100 de celle des Îles-de-la-Reine-Charlotte se trouveraient dans des zones protégées. En supposant que l'île de Vancouver abrite 300 couples et les Îles-de-la-Reine-Charlotte, 50, au mieux seulement 40 couples seraient préservés dans les zones protégées.

ÉVALUATION

L'aire de répartition mondiale de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte est relativement restreinte. et la majeure partie se trouve sur les côtes de la Colombie-Britannique. La taille des populations de la Colombie-Britannique serait faible, soit de l'ordre de 350 à 425 couples reproducteurs, dont la plupart sont concentrés sur l'île de Vancouver. L'habitat forestier protégé, qui peut abriter ou pas des Autours des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte, se limite à environ 12 p. 100 sur l'île de Vancouver et 23 p. 100 sur les Îles-de-la-Reine-Charlotte. La principale menace qui pèse sur l'habitat est l'exploitation forestière industrielle à grande échelle des habitats qui semblent avoir le plus de valeur pour l'espèce. Les deux principales sources d'inquiétude sont la récolte continue des forêts de peuplements vieux et la baisse de la durée de rotation de la récolte des peuplements secondaires. La fragmentation de peuplements contigus pourrait diminuer la disponibilité de la nourriture, réduire la disponibilité d'habitats de nidification adéquats et en abaisser les qualités d'isolation, et accroître le risque de prédation et la concurrence d'espèces mieux adaptées à une forêt fragmentée, tous ces facteurs étant susceptibles d'entraîner une baisse de la taille des populations. La capacité d'adaptation de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte à la nidification dans des peuplements secondaires plus jeunes est incertaine, et les effets à long terme des pratiques forestières actuelles risquent de compromettre gravement la stabilité des populations.

La taille des populations de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte est petite, leur aire de répartition au Canada est très limitée, leur habitat subit des menaces à grande échelle et les perspectives de croissance de ces populations sont relativement faibles. Les effets à long terme de la fragmentation accrue des forêts de peuplements vieux demeurent incertains, mais sont probablement négatifs. Sur une note plus positive, l'Autour des palombes est largement répandu dans cette aire de répartition limitée; il fait montre d'une certaine adaptabilité dans son utilisation des forêts secondaires, et la conservation de son habitat bénéficie actuellement d'un haut niveau de priorité. Toutefois, comme les menaces qui pèsent sur son habitat vont probablement perdurer, que les populations semblent petites et que l'aire de répartition est très limitée, nous suggérons que le statut de l'Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte passe de celui d'espèce vulnérable à celui d'espèce menacée au Canada.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Accipiter gentilis laingi
Autour des palombes de la sous-espèce *laingi*
Zone d'occurrence au Canada : Colombie-Britannique

Information sur la répartition		
• *Zone d'occurrence (km²) :*	Île de Vancouver :	31 284 km²
	Îles-de-la-Reine-Charlotte :	9 596 km²
	Côte continentale / autres îles :	incertain
	Total, au minimum :	40 880 km²
	Source : Rapport de situation, p. 22, 1er paragraphe	
• *Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue)*		Inconnue
• *Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans l'EO (> 1 ordre de grandeur)?*		Non
• *Zone d'occupation (km²)*		Non précisée
• *Préciser la tendance (en déclin, stable, en croissance, inconnue)*		Déclin possible en raison des pratiques forestières et de la réduction de la durée de rotation des récoltes. *Source : p. 9, 2e paragraphe p. 24*
• Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans la zone d'occupation (> 1 ordre de grandeur)?		Non
• *Nombre d'emplacements existants*		s.o.
• *Préciser la tendance du nombre d'emplacements (en déclin, stable, en croissance, inconnue)*		s.o.
• *Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans le nombre d'emplacements (> 1 ordre de grandeur)?*		s.o.
• *Préciser la tendance de l'aire, l'étendue ou la qualité de l'habitat : en déclin, stable, en croissance ou inconnue*		En déclin en raison de l'exploitation des forêts de peuplements vieux et de la réduction de la durée de rotation des récoltes. Aucune donnée quantitative disponible.
Information sur la population		
• *Durée d'une génération (âge moyen des parents dans la population) (en années, en mois, en jours, etc.)*		Plusieurs années
• *Nombre d'individus matures (capables de se reproduire) dans la population canadienne (ou préciser une fourchette de valeurs possibles)*		
Sur la base du modèle modifiée de la capacité de l'habitat :		425 couples = 850 individus
Source – Rapport de situation, page 14, 2e paragraphe		

Sur la base des données de relevés et d'extrapolations diverses :	Île de Vancouver :	300 couples
Source – Rapport de situation, page 15, 4e et 5e paragraphes	Îles-de-la-Reine-Charlotte :	50 couples
	Côte continentale et autres îles	
(la taxinomie de ces oiseaux est incertaine) :		75 couples Total = 425 couples = 850 individus Sans compter la terre ferme : 350 couples = 700 individus
• *Tendance de la population totale : tendance en déclin, stable, en croissance ou inconnue du nombre d'individus adultes*		Inconnue
• *Dans le cas d'un déclin, % du déclin au cours des dernières/prochaines 10 années ou 3 générations, selon la période la plus longue (ou préciser s'il s'agit de la plus courte)*		
• *Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans le nombre d'individus adultes (> 1 ordre de grandeur)?*		
• *La population totale est-elle sérieusement fragmentée (la plupart des individus se trouvant dans des populations petites et relativement isolées (géographiquement ou autrement) entre lesquelles il y a peu d'échanges, soit moins de 1 migration réussie par année)?*		Non
• *Énumérer chaque population et donner le nombre d'individus matures dans chaque population :*		Il n'y a apparemment qu'une seule population. (On sait peu de chose de la structure de la population. Les déplacements et la dispersion sont décrits à la p. 16, 2e et 3e paragraphes, et à la page 4, 1er paragraphe).
• *Préciser la tendance dans le nombre de populations (en déclin, stable, en croissance, inconnue)*		s.o.
• *Y a-t-il des fluctuations extrêmes dans le nombre des populations (> 1 ordre de grandeur)?*		s.o.
Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)		
• Perte et dégradation de l'habitat en raison de l'exploitation forestière des habitats de choix : peuplements vieux et peuplements secondaires mûrs à faible altitude. • *Source : Rapport de situation, p. 9, 2e paragraphe; p. 23 et 24.*		
Effet de sauvetage (immigration à partir d'une source extérieure)		Faible à cause du faible nombre d'individus en Alaska.
• *L'espèce existe-t-elle ailleurs (au Canada ou à l'étranger)?*		En Alaska
• *Situation des populations de l'extérieur?*		« Espèce préoccupante » pour l'Alaska Dept of Fish and Game – de 100 à 200 couples – *Rapport de situation, p. 19, 4e paragraphe*

• *L'immigration est-elle connue ou possible?*	Oui
• *Des immigrants s'adapteraient-ils pour survivre au Canada?*	Oui
• *Un habitat suffisant existe-t-il au Canada pour des immigrants?*	Cela dépend de la préservation de l'habitat.
Analyse quantitative	Non disponible

REMERCIEMENTS

La préparation du présent rapport de situation a été financée par le Service canadien de la faune d'Environnement Canada.

COMMUNICATIONS PERSONNELLES

Antifeau, T., biologiste régional spécialisé en espèces rares et en voie de disparition, BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Nelson (C.-B.)

Campbell, R.W., biologiste de la faune, BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Victoria (C.-B.).

Deal, J., biologiste de la faune, Canadian Forest Products Ltd., Woss (C.-B.)

Doyle, D., biologiste de la faune, BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Nanaimo (C.-B.)

Ethier, T., biologiste de la faune, BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Penticton (C.-B.)

Kennedy, P., professeur de biologie, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.

McClaren, E., candidat à la maîtrise en sciences, Colorado State University, Fort Collins, Colorado.

Meidinger, D., chercheur, BC Ministry of Forests, Research Branch, Victoria (C.-B.)

Reynolds, R.T., biologiste de la faune, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, USDA Forest Service, Fort Collins, Colorado.

Rosenfield, R., professeur de biologie, University of Wisconsin, Stevens Point, Wisconsin.

Titus, K., biologiste de la faune, Tongass National Forest, USDA Forest Service, Arkansas.

OUVRAGES CITÉS

(ADFG) Alaska Department of Fish and Game. 1996. Goshawk ecology and habitat relationships on the Tongass National Forest. Alaska Dept. Fish and Game and US Fish and Wildlife Service, Juneau, AK.

American Ornithologists' Union. 1957. Check-list of North American birds. 5th edition. American Ornithologists' Union. Baltimore. MA. 691 p.

American Ornithologists' Union. 1983. Check-list of North American birds. 6th edition. American Ornithologists' Union, Washington, DC. 877 p.

Austin, K.K. 1993. Habitat use and home range size of breeding Northern Goshawks in the southern Cascades. Mémoire de maîtrise. University of California.

Beebe, F.L. 1974. Field studies of the Falconiformes of British Columbia. Occasional Paper No. 17, British Columbia Provincial Museum. Victoria (C.-B.). 163 p.

Beier, P., et J.E Drennan. 1997. Forest structure and prey abundance in foraging areas of Northern Goshawks. Ecological Applications 7:564-571.

Block, W.M., M.L. Morrison et M.H. Reiser (éd.). 1994. The Northern Goshawk: ecology and management. Studies in Avian Biology No. 16. 136 p.

Boal, C.W., et R.W. Mannan. 1994. Northern Goshawk diets in ponderosa pine forests on the Kaibab Plateau. Studies in Avian Biology 16:97-102.

Bosakowski, T. 1999. The Northern Goshawk. Ecology, behavior and management in North America. Hancock House, Blaine, WA. 80 p.

Bosakowski, T. B. McCullough, F.J. Lapansky et M.E. Vaughn. 1999. Northern Goshawks nesting on a private industrial forest in western Washington. Raptor Research 33:240-243.

Bosakowski, T., et J. Rithaler. 1997. Goshawk and raptor inventory in the Cariboo, 1996. BC Ministry of Environment, Lands and Parks, rapport inédit, Williams Lake (C.-B.). 34 p.

Bosakowski, T., et R. Speiser. 1994. Macrohabitat selection by nesting Northern Goshawks: Implications for managing eastern forests. Studies in Avian Biology 16:46-49.

Bosakowski, T., et M.E. Vaughn. 1996. Developing a practical method for surveying Northern Goshawks in managed forests of the Western Washington Cascades. Western Journal of Applied Forestry 11:109-113.

Braun, C.E., J.H. Enderson, Y.B. Linhart, C.D. Marti et M.R. Fuller. 1996. Northern Goshawk and forest management in the southwestern United States. Wildlife Society Tech. Review 96-2.

Bright-Smith, D.J., et R.W. Mannan. 1994. Habitat use by breeding male northern goshawks in northern Arizona. Studies in Avian Biology No. 16:58-65.

Brown, L., et D. Amadon. 1968. Eagles, hawks and falcons of the world. Volume 2. McGraw-Hill Book Company, New York, NY.

Bull, E.L., et J.E. Hohmann. 1992. Final report: Northern Goshawks in northeastern Oregon. 34 p.

Bull, E.L., et J.E. Hohmann 1994. Breeding biology of Northern Goshawks in northeastern Oregon. Studies in Avian Biology No. 16:103-105.

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser, et M.C.E. McNall. 1990. The birds of British Columbia. Vol. II: Nonpasserines. Diurnal birds of prey through woodpeckers. Royal British Columbia Museum, Victoria, et Service canadien de la faune, Delta (C.-B.). 636 p.

Campbell, R.W., N.K. Dawe, I. McTaggart-Cowan, J.M. Cooper, G.W. Kaiser, M.C.E. McNall et G.E. J. Smith. 1997. The birds of British Columbia. Vol. III Passerines: flycatchers through vireos. UBC Press, Vancouver, Service canadien de la faune, Delta et BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (C.-B.). 693 p.

Chytyk, P., et J.M. Cooper. 1999. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) species-habitat model for the Tlell River Watershed, Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii, British Columbia. Ébauche de rapport inédit pour la Tlell Watershed Society, Tlell (C.-B.). 17 pp + appendices.

Chytyk, P., J.M. Cooper et K. Dhanwant. 1997. 1997 Northern Goshawk population inventory of the Queen Charlotte Islands, Haida Gwaii. Rapport inédit présenté au B.C. Environment, Lands and Parks, Smithers (C.-B.). 28 p.

Chytyk, P., J. Cooper et K. Dhanwant. 1998. 1998 Northern Goshawk population inventory of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii (pre-nesting standwatch surveys March-April 1998). Rapport inédit préparé pour le BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Smithers (C.-B.). 24 p.

Chytyk, P., J. Cooper et K. Dhanwant. 1999. Northern Goshawk and Marbled Murrelet Habitat Mapping for the Tlell River Watershed, Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii, British Columbia. Rapport inédit présenté à la Tlell Watershed Society, préparé pour le BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Smithers (C.-B.). 28 pp + appendices.

Chytyk, P., et K. Dhanwant. 1997. 1996 Northern Goshawk population inventory of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii. Rapport inédit présenté au B.C. Environment, Lands and Parks, Smithers (C.-B.). 46 p.

Chytyk, P., et K. Dhanwant. 1999. 1998 Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii. Rapport inédit présenté au B.C. Environment, Lands and Parks, Smithers (C.-B.). 41 pp

Cooper, J.M., et P. Chytyk. 1999. Draft. Northern Goshawk habitat suitability model for the Kispiox Forest District. BC Ministry of Forests, Smithers (C.-B.). 16 p.

Cooper, J.M., et V. Stevens. 2000. A Review of the Ecology, Management and Conservation of the Northern Goshawk in British Columbia. Wildlife Bulletin No. B-101, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (C.-B.). 31 p.

Crocker-Bedford, D.C. 1990a. Goshawk reproduction and forest management. Wildl. Soc. Bull. 18(3): 262-269.

Crocker-Bedford, D.C. 1990b. Status of the Queen Charlotte Goshawk. Rapport inédit présenté au USDA Forest Service, Alaska Region.

Crocker-Bedford, D.C. 1994. Conservation of the Queen Charlotte Goshawk in southeast Alaska. *In* A proposed strategy for maintaining well-distributed, viable populations of wildlife associated with old-growth forests in southeast Alaska. L.H. Suring, D.C. Crocker-Bedford, R.W. Flynn, C.S. Hale, G.C. Iverson, M.D. Kirchhoff, T.E. Schenck, L.C. Shea et K. Titus, éd., USDA Forest Service, Alaska Region, Ketchikan, AK. 40 p.

Crocker-Bedford, D.C. 1998. The value of demographic and habitat studies in determining the status of Northern Goshawks (*Accipiter gentilis atricapillus*) with special reference to Crocker-Bedford (1990) and Kennedy (1997). J. Raptor research 32:329-336.

Crocker-Bedford, D.C., et B. Chaney. 1988. Characteristics of goshawk nesting stands. *In* R.L. Glinski, B.G. Pendelton, M.B. Moss, M.N. LeFranc, Jr., B.A. Milsap et S.W. Hoffman, éd., p. 210-217. Proceedings of the southwest raptor management symposium and workshop. Natl. Wildl. Fed. Sci. Tech. Ser. No. 11.

Daw, S.K., DeStefano, S., et R.J. Steidl. 1998. Does survey method bias the description of Northern Goshawk nest-site structure? Journal of Wildlife Management 62(4):1379-1384.

DeStefano, S., et E.C. Meslow. 1992. Status, distribution, and habitat of Northern Goshawks in eastern Oregon. Rapport inédit. Oreg. Coop. Wildl. Res. Unit, Corvallis, OR. 12 p.

Detrich P.J., et B. Woodbridge. 1994. Territory fidelity, mate fidelity, and movements of color marked Northern Goshawks in the southern Cascades of California. Studies in Avian Biology 16:130-132.

Doyle, F.I. 1995. Bald Eagle, *Haliaeetus leucocephalus*, and Northern Goshawk, *Accipiter gentilis*, nests apparently preyed upon by a Wolverine(s), *Gulo gulo*, in the southwestern Yukon Territory. Canadian Field Nat. 109: 115-116.

Doyle, F.I., et J.M.N. Smith. 1994. Population responses of Northern Goshawks to the 10-year cycle in numbers of Snowshoe Hares. Studies in Avian Biology No. 16:122-129.

Duncan, P., et D.A. Kirk. 1995. Status report on the Queen Charlotte Goshawk *Accipiter gentilis laingi* and Northern Goshawk *Accipiter gentilis atricapillus* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, Ottawa. 34 p.

Environnement Canada. 2000. Site web d'information climatique et hydrologique du Canada. http://www.msc-smc.ec.gc.ca/climate/index_f.cfm?.

Erdman, T.C., D.F. Brinker, J.P. Jacobs, J. Wilde et T.O. Meyer. 1998. Productivity, population trend, and status of Northern Goshawks, *Accipiter gentilis atricapillus*, in northeastern Wisconsin. Canadian Field-Naturalist 112:17-27.

Estes, W.A., S.R. Dewey et P.L. Kennedy. 1999. Siblicide at Northern Goshawk nest:does food play a role? Wilson Bulletin 111:432-436.

Ethier, T. En cours de préparation. Ébauche de mémoire de maîtrise. Testing and developing management guidelines for the threatened and endangered subspecies of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*). FRBC No. HQ96230-RE. BC Ministry of Environment, Lands and Parks et Univ. of Victoria, Victoria (C.-B.). 23 p.

Federal Register. 1997. http://www.em.doe.gov/science/fed-reg.html

Finn, S. 1997. Does habitat have an effect on goshawks productivity? An investigation at multiple scales in the eastern Cascades of Washington. Abstract presented at Ecology and Habitat Management for Northern Goshawks in Eastside Forests of the Pacific Northwest: A Workshop. 27-28 février 1997, Spokane, WA.

Finn, S.P., J.M. Marzluff et D.E. Varland. 1998. Northern Goshawk occupancy and productivity in managed forests of western Washington. Second annual report, Boise State University, Boise, ID. 49 p.

Flatten, C., R. Lowell, K. Titus et G. Pendleton. 1998. Phenotypic and morphometric description of the Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in southeast Alaska. Abstract from the Raptor Res. Found. Ann. Meeting. Ogden, UT.

Fleming, T.L. 1987. Northern Goshawk status and habitat associations in western Washington with special emphasis on the Olympic Peninsula. Contract no. p.o. 43-05G2-6-600. USAD, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, Old-Growth Research Laboratory, Olympia, WA.

Gavin, T.A., et B. May. 1995. Genetic variation and taxonomic status of Northern Goshawks in Arizona: Implications for management (Final Rep.). Kaibab Natl. For., AZ. 16p.

Grubb, T.L., L.L. Pater et D.K. Delaney. 1998. Logging truck noise near nesting Northern Goshawks. Research Note RMRS-RN-3, USDA Rocky Mountain Research Station. 4 p.

Hall, P. 1984. Characterization of nesting habitat of goshawks (*Accipiter gentilis*) in northwestern California. Mémoire de maîtrise. Humboldt State University, CA.

Harrs, C.D., C. McCarthy et R.D. Perloff. 1994. Home ranges and habitats of Northern Goshawks in eastern California. Studies in Avian Biology 16: 66-74.

Harris, C.D., C. McCarthy et R.D. Perloff. 1994. Home ranges and habitats of Northern Goshawks in eastern California. Studies in Avian Biology 16:66-74.

Hayward, G.D., et R.E. Escano. 1989. Goshawk nest-site characteristics in western Montana and northern Idaho. Condor 91:476-479.

Hennessy, S.P. 1978. Ecological relationships of accipiters in northern Utah - with special emphasis on the effects of human disturbance. Mémoire de maîtrise. Utah State University, Logan, UT.

Iverson, G.C., G.D. Hayward, K. Titus, E. DeGayner, R.E. Lowell, D.C. Crocker-Bedford, P.F. Schempf, et J. Lindell. 1996. Conservation assessment for the Northern Goshawk in southeast Alaska. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-387. Portland, Oregon: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 101 p.

Jewett, S.A., W.A. Taylor, W.T. Shaw et J.W. Aldrich. 1953. Birds of Washington state. Univ. Washington Press, Seattle, WA. 767 p.

Johnsgard, P.A. 1990. Hawks, eagles, and falcons of North America: Biology and natural history. Smithsonian Institution Press. Washington, DC. 403 p.

Kennedy, P.L. 1997. The Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*): is there evidence of a population decline? J. Raptor Res. 31(2): 95-106.

Kennedy, P.L. 1998. Evaluating Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*) population status: a reply to Smallwood and Crocker-Bedford. J. Raptor Research 32:336-342.

Kennedy, P.L., J.M. Ward, G.A. Rinker et J.A. Gessaman. 1994. Post-fledging areas in northern goshawk home ranges. Studies in Avian Biology 16:75-82.

Kenward, R.E. 1982. Goshawk hunting behaviour and range size as a function of food and habitat availability. J. Animal Ecology 51:69-80.

Kenward, R.E., V. Marcstrom, M. Karlbom. 1991. The goshawk (*Accipiter gentilis*) as predator and renewable resource. Gibier Faune Sauvage 8: 367-37.

Kenward, R.E., et P. Widen. 1989. Do goshawks *Accipiter gentilis* need forests? Some conservation lessons from radio tracking. *In* B.U. Meyburg et R.D. Chancellor, éd., p. 561-567. Raptors in the modern world. WWGBP London.

Kostrzewa, A., et R. Kostrzewa. 1990. The relationship of spring and summer weather with density and breeding performance of the Buzzard *Buteo buteo*, Goshawk *Accipiter gentilis*, and Kestrel *Falco tinnunculus*. Ibis 132: 550-559.

Lee, J.A. 1981. Comparative breeding behavior of the goshawk and Cooper's Hawk. Mémoire de maîtrise, Brigham Young Univ., Provo, UT.

Lilieholm, RJ.; J.N. Long et S. Patla. 1994. Assessment of goshawk nest area habitat using stand density index. Studies in Avian Biology 16:18-23.

Linden, H., et M. Wikman. 1983. Goshawk predation on tetraonids: availability of prey and diet of the predator in the breeding season. J. Animal Ecology 52:953-968.

LUCO. 1996. Protected Area Strategy. Land Use Coordination Office BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (C.-B.). Carte.

Mahon, T., et S. Franklin. 1997. Inventory of the Northern Goshawk in the Kispiox Forest District. rapport inédit. BC Ministry of Environment, Lands and Parks BC Ministry of Forests, Houston Forest Products Ltd., et Forest Renewal BC. 17 p.

Mahon T., et F. Doyle. 1999. Inventory of the Northern Goshawk in the Lakes Forest District, 1998/99 annual report, ébauche. Rapport inédit. BC Ministry of Environment, Lands and Parks Babine Forest Products. 39 p.

Mannan, R.W., et E.C. Meslow. 1984. Bird populations and vegetation characteristics in managed and old-growth forests, northeastern Oregon. J. Wildl. Manage. 48:1219-1238.

Marshall, D.B. 1992. Status of the Northern Goshawk in Oregon and Washington. Audubon Society of Portland. Portland, OR. 34 p.

McClaren, E. 1997. Queen Charlotte Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia (1996/1997). BC Ministry of Environment, Lands and Parks, rapport inédit. Nanaimo (C.-B.) 28 p.

McClaren, E. 1998. Queen Charlotte Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory summary for Vancouver Island, B.C. (1997/98). BC Ministry of Environment, Lands and Parks, rapport inédit. Nanaimo (C.-B.). 54 p.

McClaren, E. 1999. Queen Charlotte Goshawk (*Accipiter gentilis laingi*) population inventory summary for Vancouver Island, B.C. (1998/99). BC Ministry of Environment, Lands and Parks, rapport inédit. Nanaimo (C.-B.). 40 p.

McGowan, J.D. 1975. Distribution, density, and productivity of goshawks in Interior Alaska. Alaska Department of Fish and Game. Fed. Aid Wildl. Rest. Proj. Rep. W-17-4, W-17-5, W-17-6, Job 10.6R, Juneau, AK. 31 p.

Ministry of Environment, Lands and Parks. 1999. Red, blue and yellow listed species in British Columbia. BC Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch, Victoria (C.-B.).

Ministry of Forests. 1995. Biodiversity guidebook. BC Ministry of Forests et British Columbia Environment, Victoria (C.-B.). 99 p.

Moore, K.R., et C.J. Henny. 1983. Nest site characteristics of three coexisting *Accipiter* hawks in northeastern Oregon. Raptor Research 17:65-76.

Newton, I. 1979. Population ecology of raptors. Buteo Books. Vermilion, SD. 339 p.

Palmer, R.S. 1988. Northern Goshawk. *In* Handbook of North American birds, Vol. 4. sous la direction de R.S. Palmer, p. 355-378. Yale Univ. Press, New Haven, CT.

Patla, S. 1990. Northern Goshawk monitoring project report, 1989. U.S. Dept. Agric., Targhee Natl. For., St. Anthony, Idaho. Final Rep. Contract # 43-02S2-8-1931. St. Anthony, Idaho. 37 p.

Patla, S. 1991. Northern Goshawk monitoring project report #2,1990. Dept. Agric., Targhee Natl. For., St. Anthony, Idaho. Final Rep. Contract # 43-02S2-0-0184. St. Anthony, ID. 41 p.

Penteriani, V. 1997. Long-term study of a goshawk breeding population on the Mediterranean mountain (Abruzzi appenines, central Italy): density, breeding performance and diet. J. Raptor Research 31:308-312.

Petty, S.J. 1989. Goshawks: Their status, requirements and management. Forestry Commission Bulletin 81. Wildlife and Conservation Research Branch, Forestry Commission, Londres, Angleterre. 18 p.

Province of British Columbia. 1999. Identified Wildlife Management Strategy BC Ministry of Environment, Lands and Parks et BC Ministry of Forests, Victoria (C.-B.).

Reynolds, R.T. 1989. Accipiters. *In* Proceedings of the Western Raptor Management Symposium and Workshop, 1987 October 26-28, Boise, ID. Washington: National Wildlife Federation, Scientific and Technical Series No. 12: 92-101.

Reynolds, R.T., R.T. Graham, M.H. Reiser, R.L. Bassett, P.L. Kennedy, D.A. Boyce, G. Goodwind, Jr., R. Smith et E.L. Fisher. 1992. Management recommendations for the Northern Goshawk in the southwestern United States. Gen. Tech. Rep. RM-217. USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. Ft. Collins, CO. 90 p.

Reynolds, R.T., et S.M. Joy. 1998. Distribution, territory occupancy, dispersal, and demography of Northern Goshawks on the Kaibab Plateau, Arizona. Unpub. final report for Arizona Game and Fish, Heritage Project No. I94045.

Reynolds, R.T., et E.C. Meslow. 1984. Partitioning of food and niche characteristics of coexisting *Accipiter* during breeding. Auk 101:761-779.

Reynolds, R.T., E.C. Meslow et H.M. Wight. 1982. Nesting habitat of coexisting *Accipiter* in Oregon. J. Wildl. Manage. 46:124-138.

Reynolds, R.T., et H.M. Wight. 1978. Distribution, density, and productivity of *Accipiter* hawks breeding in Oregon. Wilson Bull. 90:182-196.

Roberts, A-M. 1997. Food habits of Northern Goshawks in the Queen Charlotte Islands and in the Kispiox Forest District 1996. BC Ministry of Environment, Lands and Parks. Rapport inédit, Smithers (C.-B.). 13 p.

Rosenfield, R.N., J. Bielefeldt, D.R. Trexel et T.C.J. Doolittle. 1998. Breeding distribution and nest-site habitat of Northern Goshawks in Wisconsin. J. Raptor Research 32:189-194.

Schaffer, W., B. Beck, J. Beck, R. Bonar et L. Hunt. 1996. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis atricapillus*) breeding habitat draft habitat suitability index (HIS) model. Foothills Model Forest, Hinton, AB. 12 pp

Smallwood, K.S. 1998. On the evidence needed for listing Northern Goshawks (*Accipiter gentilis*) under the Endangered Species Act: a reply to Kennedy. J. Raptor Research 32:323-329.

Snyder, N.F.R., et J.W. Wiley. 1976. Sexual size dimorphism in hawks and owls of North America. Ornith. Monogr. 20:1-96.

Speiser, R. 1992. Notes on the natural history of the Northern Goshawk. Kingbird 42:133-137.

Speiser, R, et T. Bosakowski. 1987. Nest site selection by Northern Goshawks in northern New Jersey and southeastern New York. Condor 89:387-394.

Speiser, R., et T. Bosakowski. 1991. Nesting phenology, site fidelity, and defence behavior of Northern Goshawks in New York and New Jersey. J. Raptor Research 25:132-135.

Squires, J.R. 1995. Carrion use by Northern Goshawks. J. Raptor Research 29:283.

Squires, J.R., et R.T. Reynolds. 1997. Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*). *In* The Birds of North America, No. 298 (A. Poole et F. Gill, éd.). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, PA, et The American Ornithologists' Union, Washington, DC. 32 p.

Squires, J.R., et L.F. Ruggerio. 1996. Nest-site preference of Northern Goshawks in southcentral Wyoming. J. Wildl. Manage. 60:170-177.

Stevens, V. 1995. Database for wildlife diversity in British Columbia: distribution and habitat use of amphibians, reptiles, birds and mammals in biogeoclimatic zones. Document de travail. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (C.-B.). Mai 1995.

Taverner, P.A. 1940. Variation in the American Goshawk. Condor 42:157-160.
Titus, K., C.J. Flatten et R.E. Lowell. 1994. Northern Goshawk ecology and habitat relationships on the Tongass National Forest (goshawk nest sites, food habits, morphology, home range and habitat data). First Annual Project Report. Contract 43-0109-3-0272 with USDA Forest Service. Alaska Dept. of Fish and Game, Juneau, AK. Rapport présenté au U.S. Forest Service. 69 p.
Titus, K., C.J. Flatten et R.E. Lowell. 1995. Goshawk habitat relationships on the Tongass National Forest. Alaska Department of Fish and Game, Juneau Alaska. Rapport final présenté au U. S. Forest Service, contract number 43-0109-4-0209. 45 p.
USDI Fish and Wildlife Service. 1992. Notice of initiation of status review on the Northern Goshawk. Federal Register 57(4): 544-546.
USDI Fish and Wildlife Service. 1996. Endangered and threatened wildlife and plants; review of plant and animal taxa that are candidates for listing as endangered or threatened species. Federal Register. 61: 7596-7613.
USDI Fish and Wildlife Service. 1998. Endangered and threatened wildlife and plants; Notice of 12-month finding on a petition to list the Northern Goshawk in the contiguous United States west of the 100th meridian. Federal Register 63(124).
Ward J.M., et P.L. Kennedy. 1996. Effects of supplemental food on size and survival of juvenile Northern Goshawks. Auk 113:200-208.
Watson, J.W., D.W. Hays et S.P. Finn. 1998. Prey of breeding Northern Goshawks in Washington. J. Raptor Research 32:297-305.
West, E.W. 1993. Rare vertebrate species of the Chugach and Tongass National Forests, Alaska. Alaska Natural Heritage Program, Anchorage, AK. 254 p.
West, E.W. 1994. Elemental global ranking form as of 11 Oct. 1994: *Accipiter gentilis laingi*.
Whaley, W.H., et C.M. White. 1994. Trends in geographic variation of Cooper's hawk and northern goshawk in North America: a multivariate analysis. Proceedings Western Foundation of Vertebrate Zoology 5:161-209.
Widen, P. 1989. Hunting habitats of goshawks *Accipiter gentilis* in boreal forests of central Sweden. Ibis 131:205-213.
Widen, P. 1997. How, and why, is the goshawk (*Accipiter gentilis*) affected by modern forest management in Fennoscandia? J. Raptor Res. 31(2): 107-113.

ANNEXE A.

Sommaire des données sur l'habitat de reproduction de l'Autour des palombes dans des régions choisies d'Amérique du Nord.

Emplacement	N	Hauteur de l'arbre porteur du nid (m)	Dhh de l'arbre porteur du nid (cm)	Dhh moyen des arbres (cm)	Hauteur du nid (m)	Densité des arbres (n/ha)	Fermeture du couvert (%)	Source
Île de Vancouver (C.-B.)*	16	32,9	69,7	–	14,3	–	–	1
Îles-de-la-Reine-Charlotte (C.-B.)*	7	31,4	81,6	–	20,7	–	–	2
District forestier de Kispiox (C.-B.)	23	28,9	55,1	–	16,4	–	70,8	3
Région de Cariboo (C.-B.)	8	20,9	35,5	22,8	12,3	701	51,9	4
Centre de l'Alberta	17	22,6	30,4	19,7	14,9	–	77,4	5
Washington, Cascades	12	32,0	–	48,3	19,2	–	60,0	6
Washington, Olympic	7	27,0	–	43,1	15,7	–	64,0	7
Nord-est de l'Oregon	12	34,0	65,0	–	15,0	–	81,0	8
Nord de la Californie	12	34,4	74,2	27,1	16,8	749	76,9	9
Nord-ouest de la Californie	12	43	91	58	21	279	88	10
Sud-est de l'Idaho	26	26	43	31	14	–	75	11
Moyenne	–	30,3	60,6	35,7	16,4	576,3	71,7	–

* Autour des palombes des Îles-de-la-Reine-Charlotte

1 - McLaren, 1997, 1998, 1999; 2 - Chytyk et Dhanwant, 1998, 1999; 3 - Doyle et Mahon, 1998; 4 - Bosakowski et Rithaler, 1997; 5 - Schaffer, 1998; 6 - Fleming, 1987; 7 - Fleming, 1987; 8 - Bull et Hohmann, 1994; 9 - Saunders, 1982; 10 - Hall, 1984; 11 - Patla, 1997.